

Klaus von Gadow

# Forsteinrichtung

Analyse und Entwurf der Waldentwicklung



Universitätsdrucke Göttingen



Klaus von Gadow  
Forsteinrichtung

This work is licensed under the [Creative Commons](#) License 2.0 “by-nd”, allowing you to download, distribute and print the document in a few copies for private or educational use, given that the document stays unchanged and the creator is mentioned. You are not allowed to sell copies of the free version.



erschieden in der Reihe der Universitätsdrucke  
im Universitätsverlag Göttingen 2005

---

Klaus von Gadow

# Forsteinrichtung

Analyse und Entwurf der  
Waldentwicklung



Universitätsverlag Göttingen  
2005

## Bibliographische Information der Deutschen Nationalbibliothek

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

Dieses Buch ist auch als freie Onlineversion über die Homepage des Verlags sowie über den OPAC der Niedersächsischen Staats- und Universitätsbibliothek (<http://www.sub.uni-goettingen.de>) erreichbar und darf gelesen, heruntergeladen sowie als Privatkopie ausgedruckt werden. Es gelten die Lizenzbestimmungen der Onlineversion. Es ist nicht gestattet, Kopien oder gedruckte Fassungen der freien Onlineversion zu veräußern.

© 2005 Universitätsverlag Göttingen

ISBN 3-938616-28-8

## Vorwort

Die Aufgabe der deutschen Wissenschaftsdisziplin *Forsteinrichtung* bestand ursprünglich darin, Holzserträge zu schätzen und den Wald zur Sicherung der naturalen Nachhaltigkeit raum-zeitlich zu ordnen. Diese Ziele wurden etwa bis zum Ende des 2. Weltkrieges konsequent verfolgt. Überall auf der Welt ist das forstliche Denken und Handeln noch heute durch die forstlichen Klassiker Hartig (1795), Hundeshagen (1826) und ihre Nachfolger Judeich (1871), Wagner (1928), Baader (1942), Richter (1965) und Speidel (1972) geprägt. Ab Kriegsende konzentrierte sich die Forsteinrichtung, beeinflusst durch neue Entwicklungen im Bereich der Managementlehre, vermehrt darauf, Durchforstungsprogramme und Umtriebszeiten zu optimieren und die betriebliche Entwicklung zu planen. Bedingt durch neue Risiken, erhöhte Anforderungen an die nachhaltige Waldnutzung und erweiterte technische Möglichkeiten, erlebt die Forsteinrichtungsforschung heute weltweit eine wissenschaftliche Blütezeit. Eine neue Basis der mittelfristigen Steuerung von Waldlandschaften und Forstbetrieben, ist die sog. „Mehrpfadtheorie“. Sie besagt, dass für jeden einzelnen Bestand unterschiedliche und oft gleichwertige mögliche Entwicklungen („Pfade“) existieren und bildet somit eine sinnvolle Alternative zur klassischen waldbaulichen Standardisierung auf großer Fläche.

Das Mehrpfadprinzip berücksichtigt gleichzeitig die realen Ausgangsbedingungen in jedem Einzelbestand, die Vielfalt der möglichen Pfade, sowie die Ziele und Beschränkungen für die Waldlandschaft insgesamt. Waldbauliche Behandlungsprogramme, die die Waldentwicklung sozusagen „von der Wiege bis zur Bahre“ beschreiben, können generelle Einsichten vermitteln. Auch die Darstellungen idealer Waldentwicklungstypen können nützliche Orientierungshilfen bieten. Sobald ein Behandlungsprogramm allerdings die Funktion der Orientierungshilfe übersteigt und sich zur großflächigen Vorschrift wandelt, ergeben sich, trotz der Vorteile der technischen Standardisierung, zahlreiche unerwünschte Auswirkungen. Zielsetzungen, Umweltbedingungen

und Holzmärkte sind einer ständigen Änderung unterworfen. Daher haben langfristig angelegte Waldbauprogramme erfahrungsgemäß nur eine begrenzte Lebensdauer. Überführung wird zur Daueraufgabe, wenn die Zyklen, in denen neue allgemeingültige Behandlungsprogramme vorgegeben werden, kürzer sind als die Lebenserwartung der Bäume.

Zahlreichen Kollegen und Göttinger Studenten, die zu diesem Manuskript direkt oder indirekt beigetragen haben, bin ich zu Dank verpflichtet. Besonders erwähnenswert sind die Beiträge meiner ehemaligen und derzeitigen Doktoranden und einiger Masterstudenten. Im Bereich der ereignisorientierten *Zustandserfassung* haben (in alphabetischer Reihenfolge) Dirk Drewes, Justus von Geibler, Benedikt Kirchhoff, Marcus Meissner, Erik Meskauskas, Dirk Netzker, David Nöllenheidt, Arne Pommerening, Janna Puumalainen, Volker Röhlich, Mercedes Rois Diaz, Stefanie v. Scheliha, Holger Schröter, Kai Staupendahl, Christian Wiegard und Karl Schumann wertvolle Anstöße gegeben. Neue Methoden der *Waldzustandsbeschreibung* und *Analyse* verdanken wir Javier Corral Rivas, Lutz Fehrmann, Kai Földner, Patrick Graz, GangYing Hui, Khalid Hussein, Claudia Kempka, André Kopka, Peter Niggemeyer, Inka Reiche und Min Thant Zin. Wichtige Arbeiten zur Modellierung des *Baumwachstums* und *forstlicher Eingriffe* stammen von Matthias Albert, Alvaro Cañadas, Stefan Daume, Thies Eggers, Torsten Hackert, Dominik Hessenmöller, Marco Hille, Pirrka Pogoda, Ursula Rüping, Sofía Sánchez Orois, Lars Schmidt, Matthias Schmidt, Jörg Schröder, Dirk Schübeler, Volker Stüber, Nils Tremer, František Vilčko, Bernd Westphal und Richard Zink. Methoden für die *Pfadgenerierung*, *Bewertung* und *Landschaftsoptimierung* haben Gerd Burmann, Bowang Chen, Lars Hinrichs, Guido Schwichtenberg, Sophie v. Einsiedel, Lars Wagner und Jeong-Ho Seo entwickelt. Die theoretische Basis für die Vernetzung dieser Forschungen und die logische Zusammenführung der Ergebnisse bildet das Mehrpfadprinzip.

Die Aufgabe der Forsteinrichtung besteht darin, die Betriebsführung über den aktuellen Waldzustand, über Zustandsveränderungen und über zukünftige



Entwicklungen zu informieren. Die *Analyse* des aktuellen Zustandes und der eingriffsbedingten Waldveränderung ist eine Voraussetzung für die Sicherung der Nachhaltigkeit. Die Prognose zukünftiger Entwicklungen schafft die Grundlage für den mittel- und langfristigen *Entwurf*, das „Design“ einer durch Menschen besiedelten und genutzten Waldlandschaft. Um diese anspruchsvollen Aufgaben der Forsteinrichtung erfüllen zu können, ist es notwendig geworden, das Wissen der Disziplinen zu bündeln und auf der Basis der gemeinsamen Erfahrung eine wissenschaftlich begründete Steuerung der Waldentwicklung zu ermöglichen. Diese Forschungsschwerpunkte sind einmalig, sie machen die Forsteinrichtung zu einem wissenschaftlichen Unikat.

Mein Dank gilt Frau Sonja Rüdiger für die Erstellung der Grafiken und für die unermüdliche Hilfe bei der Textformatierung.

Meiner Frau Marga von Gadow danke ich für Ihr Verständnis, für die jahrelange Unterstützung meiner Arbeit und für die kritische Begleitung dieses Textes.

Klaus v. Gadow

# Inhaltsverzeichnis

Seite

<b>1 Einführung</b>	1
<b>1.1 Waldressourcen und Waldnutzung</b>	3
<b>1.2 Formen der Waldnutzung</b>	4
1.21 <i>Waldnutzung in Europa</i>	6
1.22 <i>Waldnutzung in Deutschland</i>	9
Zielsetzungen im Privatwald	14
Interessenverbände	15
Institution der Forsteinrichtung	15
Qualitätssicherung der Forsteinrichtung	17
<b>1.3 Die Wissenschaftsdisziplin Forsteinrichtung</b>	18
<b>1.4 Zur Gliederung dieses Buches</b>	23
<b>2 Erfassung und Analyse</b>	25
<b>2.1 Waldzustandserfassung</b>	25
2.11 <i>Internationale und Regionale Waldinventuren</i>	26
Bundes- und Landeswaldinventuren in Deutschland	26
Standortkartierung	28
Betriebsinventuren	30
2.12 <i>Bestandesinventuren</i>	32
Strukturelle Vierergruppe	38
N-Baum-Stichprobe	41
Wertinventuren	47
Verjüngungsinventuren	51
Waldbiotopkartierungen	54
2.13 <i>Eingriffsinventuren</i>	56
2.14 <i>Zusammenfassung</i>	59
<b>2.2 Waldzustandsanalyse</b>	63
2.21 <i>Dichte und Konkurrenz</i>	64
Stammzahl	65
Grundfläche	65
Bestockungsgrad	66
Blattflächenindex	67
Stand Density Index	68
Relativer Baumabstand	70
Kronenkonkurrenzfaktor	72
Überschirmung	73

2.22 <i>Punktichte und Konkurrenz</i>	79
Überlappende Einflußbereiche	79
Distanzgewogenes BHD-Verhältnis	80
Verfügbarer Wuchsraum	83
Weitere Beispiele zur Bestimmung der Punktichte	84
2.23 <i>Waldstruktur und Diversität</i>	89
Artenvielfalt	89
Durchmesserverteilungen	92
Verteilung der Baumhöhen	98
Einheitshöhenkurven	99
Bivariate Häufigkeitsverteilungen	100
Abundanz und Dominanz	102
Parameter der Raumstruktur	106
Aggregation – das baumbezogene Winkelmaß	108
Artendurchmischung	112
Dimensionsdifferenzierung	114
Erwartete und beobachtete räumliche Strukturen	117
<b>3 Prognose</b>	119
<b>3.1 Datengewinnung</b>	121
3.11 <i>Kontrollierte Experimente</i>	122
3.12 <i>Vergleichende Untersuchungen</i>	122
3.13 <i>Langfristig beobachtete Dauerversuchsflächen</i>	123
3.14 <i>Unechte Zeitreihen</i>	124
3.15 <i>Intervallflächen</i>	127
<b>3.2 Regionale Produktionsmodelle</b>	131
3.21 <i>Gesamtwuchsleistung und Zuwachs</i>	131
3.22 <i>Normalertragstafeln</i>	134
3.23 <i>Regionale Buchenertragstafeln</i>	138
Parametrisierung der Ertragstafelmodelle	140
3.24 <i>Mathematische Produktionsmodelle</i>	143
Murray's $DGZ_{\max}$ - Modell	143
Zuwachsprozente	146
<b>3.3 Dichteabhängige Bestandeswuchsmodelle</b>	149
3.31 <i>Beziehungen zwischen Dichte und Wachstum</i>	149
3.32 <i>Beispiele dichteabhängiger Bestandesmodelle</i>	151
3.33 <i>Bestandesvolumen und Sortimentverteilung</i>	156

<b>3.4 Wachstumsmodelle höherer Auflösung</b>	159
3.41 Repräsentativbaum-Modelle	160
Die Prognose von Durchmesserverteilungen	161
Einfache Durchmesserfortschreibung	162
Veränderung der relativen Grundfläche	164
Direkte Zuwachsschätzung	165
Prognose mit Weibullfunktion	169
Ein Beispiel aus Chile	170
Ein Beispiel aus Südafrika	171
Nicht-parametrische Methoden	178
Aktualisierung gespeicherter Inventurdaten	180
3.42 Positionsabhängige Einzelbaummodelle	181
3.43 Kleinflächenmodelle	185
3.44 Prognose der natürlichen Verjüngung	188
3.45 Mortalität	190
<b>3.5 Zusammenfassung</b>	191
<b>4 Entwurf</b>	193
<b>4.1 Ziele und Präferenzen</b>	195
4.11 Orientierungshilfen für die Planung	196
4.12 Ziele als Aufgaben	198
4.13 Ziele als Bewertungskriterien	199
4.14 Optimale Zielkombination	204
Beispiel: Zuweisung von Waldbauprogrammen in Nepal	204
Beispiel: Aufforstung in Wassereinzugsgebieten	205
Beispiel: Produktionsplanung in einem Zellstoffwerk	207
<b>4.2 Strategische Planung</b>	209
4.21 Waldentwicklungstypen	209
4.22 Normalwaldmodell	214
Anwendungen in der Plantagenwirtschaft	215
Nachhaltshiebsatz	217
4.23 Altersklassensimulation	219
4.24 Flächenänderungsmodelle	222
4.25 Nutzungsplanung auf der Basis von Stärkeklassen	225
4.26 Die „Bucketfill“-Methode	228
4.27 Optimierung auf Betriebsebene	229

<b>4.3 Taktische Steuerung der Waldentwicklung</b>	233
4.31 Klassische Waldbauplanung	234
4.32 Z-Baum orientierte Steuerung	240
4.33 Stammzahleleitkurven im Plenterwald	242
4.34 Normalgrundflächen für Mischbestände	247
4.35 Das Mehrpfadprinzip	253
4.36 Regelbasierte Methoden	255
4.37 Vielfalt der Pfade	260
4.38 Schadpotential und Risiko	267
4.39 Dynamische Programmierung	269
<b>4.4 Simultane Steuerung: Bestand und Betrieb</b>	273
4.41 Beispiel: Planung für einen Forstbetrieb in Russland	276
4.42 Beispiel: Planung für einen Forstbetrieb in Süd Afrika	277
4.43 Einbeziehung räumlicher Zielsetzungen	281
<b>4.5 Kontrolle der Nachhaltigkeit</b>	285
4.51 Nachhaltigkeit der Holzherzeugung	286
4.52 Nachhaltigkeit der Holzserträge	287
4.53 Vorratsnachhaltigkeit im Dauerwald	288
4.54 Gesetzliche Vorgaben	288
4.55 Forstliche Massen- und Flächenkontrollen	288
4.56 Der erweiterte Nachhaltigkeitsbegriff	292
4.57 Präventive Nachhaltigkeitskontrolle - Eingriffsanalyse	293
<b>Literatur</b>	299
<b>Anhang</b>	329
<b>A.1 Definitionen zum Begriff „Forsteinrichtung“</b>	329
<b>A.2 Historische Entwicklung der Forsteinrichtung</b>	330
<b>A.3 Flächengliederung</b>	337
<b>A.4 Räumliche Ordnung</b>	338

# 1 Einführung

Der drohende Klimawandel und eine dramatisch wachsende Weltbevölkerung schaffen bisher ungekannte Herausforderungen für Wirtschaft und Politik zu Beginn des 21. Jahrhunderts. Die Menschen müssen ausreichend mit Nahrungsmitteln und Wasser versorgt, die Lebensräume gesichert werden. Wissenschaft und Technik sind aufgefordert, sich den drängenden Themen zu stellen und Lösungen zu entwickeln, die eine nachhaltige, d.h. ökologisch, sozial und ökonomisch ausgewogene Entwicklung auch in Regionen mit hohen Bevölkerungszahlen gewährleisten.

Disziplinäre Grenzen in der Wissenschaft lösen sich auf und werden durch variable Mischbereiche ersetzt. Diese Mischbereiche werden als Forschungsbereiche mit einem bestimmten Fokus angesehen; sie umspannen oft zahlreiche komplexe Ebenen, die frische Ideen und neue Technologien hervorbringen sollen. Nach Wilson (1998) nähern wir uns einem neuen Zeitalter der Synthese, der Erprobung von Vernetzung: „Erst wenn es völlig selbstverständlich geworden ist, Erkenntnisse aus allen Disziplinen zusammenzutragen, wird sich ein klareres Bild unserer Welt ergeben ....“. Die wissenschaftlichen Disziplinen sind seit etwas mehr als einem Jahrhundert in einem *progressiven Differenzierungs- und Spezialisierungsprozess* begriffen. Die starke Betonung von wissenschaftlich begründeten *Einzelkenntnissen* wird nicht immer begleitet durch ein angemessenes Verständnis und den verantwortlichen Umgang mit komplexen Systemen. Diese Erkenntnis erklärt die derzeit hohe wissenschaftliche Bedeutung der Integrationsdisziplin *Forsteinrichtung*, deren Aufgabe darin besteht, das verstreute Waldwissen zu bündeln<sup>1</sup>.

---

<sup>1</sup> Aufgrund einer Analyse der letzten Ausgaben der derzeit führenden forstwissenschaftlichen Fachzeitschriften mit ISI impact factor (Annals For. Sci; Can. J. For. Res.; For. Sci.; For. Ecol. Mgmt.; Scand. J. For. Res.; Silva Fennica; Forstw. Cbl.; AFJZ) waren von 254 Veröffentlichungen 61 (24%) unmittelbar dem Bereich Waldwachstum/Forsteinrichtung zuzurechnen.

Der Begriff Forsteinrichtung entstand in der Mitte des 18. Jahrhunderts in Mitteldeutschland<sup>2</sup>. Heute versteht man unter *Forsteinrichtung* die *Inventur* des aktuellen Waldzustandes, sowie den mittel- und langfristigen *Entwurf* und die *Analyse* der Waldentwicklung. Die Waldinventur hat sich in Kombination mit der Fernerkundung vielerorts zu einer eigenständigen Disziplin entwickelt. Somit bilden der zielgerichtete *Entwurf* und die *Analyse* der Waldentwicklung die zwei wichtigsten Schwerpunkte der Forsteinrichtungsforschung (Abb. 1-1).

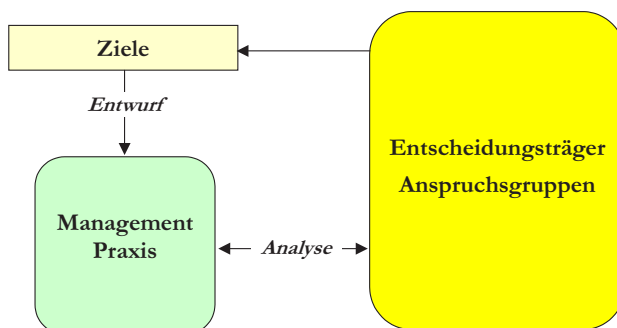


Abbildung 1-1. Die Aufgaben der Forsteinrichtung umfassen den mittelfristigen Entwurf und die Analyse der Waldentwicklung.

Jeder Bestand in einer räumlich gegliederten Waldlandschaft bietet eine Vielfalt möglicher Entwicklungen („Pfade“). Ein Pfad ist durch eine bestimmte Abfolge forstlicher Eingriffe definiert, und die Aufgabe der Forsteinrichtung besteht darin, die zahlreichen möglichen Handlungspfade mit Hilfe des verfügbaren Wissens der verschiedenen Disziplinen zu beurteilen. Die Vernetzung der Disziplinen erfolgt mit Hilfe quantitativer Beziehungen, deren Koeffizienten disziplinspezifisches Wissen repräsentieren. Die optimale Kombination der Handlungspfade wird als „Entwurf“ bezeichnet. Der Entwurf einer Waldlandschaft ist ein Planungsvorschlag an den Waldeigentümer.

Unabhängig von dem jeweils aktuellen Nutzen strebt die Waldforschung nach allgemeingültigen Erkenntnissen über die vielfachen Reaktionen der Waldökosysteme auf forstliche Nutzungseingriffe und über die Wechselbeziehungen zwischen den im Wald lebenden Organismen und deren anorganischer Umgebung. Zu diesem Zweck steht u.a. das Instrumentarium der Modellforschung in Kombination mit technischen Hilfsmitteln der Informatik zur Verfügung.

<sup>2</sup> s. Beckmann (1759); Oettelt (1768); Moser (1793). Zur Geschichte der Forsteinrichtung s. auch Mantel (1965); Richter (1963); Speidel (1972); Kurth (1994) und Härtel (2004). Im englischen Sprachraum üblich sind die entsprechenden Begriffe *Forest Management* bzw. *Forest Planning*. Die spanischen Entsprechungen sind *Manejo Forestal* (Lateinamerika) bzw. *Ordenación de Montes* (Spanien). Zu den Klassikern der Forsteinrichtungsliteratur zählen vor allem die Arbeiten von Hartig (1795), Cotta (1804), Hundeshagen (1826) und Biolley (1920).

Leitidee der Forsteinrichtung ist die Nachhaltigkeit. Das Prinzip der forstlichen Nachhaltigkeit ist seit etwa drei Jahrhunderten Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen und mit unterschiedlicher Intensität geführter politischer Diskurse. In der jüngeren Vergangenheit hat eine neue Welle internationaler Debatten, Konferenzen und Schriften mit dem Thema „Nachhaltigkeit“ die Umweltwissenschaften und die Politik beflügelt. Im Juni 1992 initiierte die Umwelt- und Entwicklungskonferenz der Vereinten Nationen (UNCED) in Rio de Janeiro einen weltweiten Prozess der Vermittlung mit dem Ziel, das nachhaltige Management der Waldressourcen zu sichern. Obwohl das Prinzip der nachhaltigen Entwicklung fast uneingeschränkte Unterstützung findet, gibt es weder ein kohärentes Verständnis menschlicher Wertvorstellungen, das für viele Generationen und Kulturen Gültigkeit besitzt, noch generell akzeptierte Indikatoren für eine nachhaltige Waldnutzung, die den Vergleich einer gegebenen mit einer erstrebenswerten Situation ermöglichen. In einer von der Forstplanungsabteilung der FAO herausgegebenen Schrift stellen Ljungman et al. (1999) fest, dass die Waldressourcen stetig abnehmen; dass gleichzeitig aber die noch verbliebenen Wälder eine immer größere Bandbreite an Gütern und Dienstleistungen produzieren sollen; dass nachhaltige Waldnutzung zwar profitabel sein kann, dass aber häufig nicht-nachhaltige Praktiken kurzfristig attraktiver sind; dass die Aufrufe zur nachhaltigen Waldnutzung wirkungslos bleiben, wenn unerwünschte Nutzungspraktiken nicht sicher und überzeugend kontrolliert werden können.

Ein wesentliches Element nachhaltiger Entwicklung ist die effektive Nutzung nachwachsender Rohstoffe und regenerativer Energieträger. Dabei ist in vorderer Linie das Holz als Energie-, Baustoff-, Werkstoff-, Wirkstoff- und Nährstofflieferant zu nennen. Die Nutzung von Wäldern als Erholungs- und Schutzraum kann nur in engem Bezug zu gesellschaftlichen Prozessen sinnvoll gestaltet werden. Dies setzt die Analyse sozialer und wirtschaftlicher Systeme in deren politischem Umfeld voraus, einschließlich des menschlichen Verhaltens und der technischen Entwicklung. Der Bezug zur Nutzung erfordert gemeinsame Problemlösungsansätze der naturwissenschaftlichen, ingenieurwissenschaftlichen und gesellschaftswissenschaftlichen Disziplinen.

## 1.1 Waldressourcen und Waldnutzung

Die Waldfläche der Erde beträgt nach den Angaben der FAO (2002) insgesamt etwa 3,4 Milliarden ha. Davon befindet sich der größte Flächenanteil in Südamerika und im Gebiet der ehemaligen UdSSR. Die Waldflächen in Afrika, Asien (einschließlich Ozeanien) und Nord- und Zentralamerika belaufen sich auf jeweils mehr als 500 Millionen ha.

Unter natürlichen Bedingungen wäre der größte Teil der Erdoberfläche bewaldet. Folch und Camarasa (2000) beschreiben sieben natürliche Waldökosystemtypen:

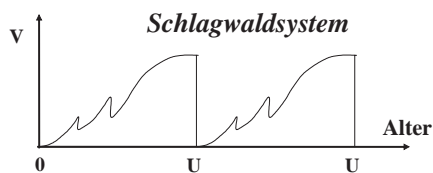


- Die *tropischen Regenwälder* der afrikanischen, amerikanischen, asiatischen und indopazifischen Regionen. Sie bilden ein diskontinuierliches Ökosystem mit einer großen Vielfalt von Ausprägungen.
- Die *Monsoonwälder* in Südostasien, Australien, Madagaskar, Mittelamerika und in der Karibik; sie zeichnen sich aus durch einen charakteristischen Wechsel zwischen der Monsun-Regenzeit und einer Trockenzeit.
- Die *Waldsavannen*, vertreten durch den Cerrado, die Llanos, den Pantanal und den Chaco in Südamerika, sowie durch das Miombo Woodland, die Grass-Savanne und das Mixed Bushveld in Africa sind gekennzeichnet durch Nährstoff- und Wassermangel und das sporadische Auftreten von Buschfeuern.
- Die *mediterranen Wälder* sind an trockene Sommer und feuchte Winter adaptiert. Es gibt kleinflächige, isolierte und artenreiche Vorkommen dieses Typs im Mittelmeerraum, in Kalifornien, in Chile, in der Kapprovinz in Südafrika und im Süden und Südwesten Australiens.
- Die *gemäßigten Regenwälder* enthalten ebenfalls in der Regel eine große Anzahl von Baumarten. Sie kommen an der Westküste von Nord- und Südamerika, in Australien und Neuseeland, auf den Kanarischen Inseln, an der Ostküste des Schwarzen Meeres, im Südosten von Nordamerika und Südamerika, an der Ostküste Südchinas und im südlichen Japan vor.
- Die Regionen der *Laubmischwälder* zeichnen sich aus durch eine deutliche Vegetationszeit, sie kommen im Osten von Nordamerika und Asien und in weiten Teilen Europas vor. Ein schmaler werdendes Band zieht sich durch Osteuropa bis hin zum Ural. Dieser Waldtyp kommt ebenfalls an der Südküste des Schwarzen Meeres, im Kaukasus und im Nordiran vor.
- Der *boreale Wald* umfasst die Nadelwälder der Eurasischen und Nordamerikanischen Taiga und kommt in den Bergregionen von Zentral- und Westeuropa, im Kaukasus, in Zentralasien, im Himalaya, in China und in den Rocky Mountains in den USA vor.

Wegen der unscharfen Grenzen zwischen den unterschiedlichen Waldtypen ist es nicht möglich, die jeweilige geographische Verbreitung genau zu bestimmen. Diese Feststellung gilt besonders für die Laubmischwaldzone und die vielfältigen Übergänge zum borealen Wald, zum gemäßigten Regenwald und zu den mediterranen Wäldern.

## 1.2 Formen der Waldnutzung

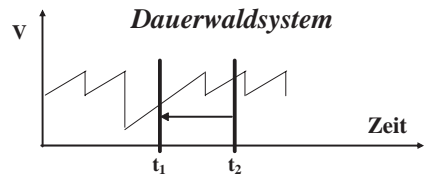
Die überwiegende Form der Waldnutzung auf der Erde ist der schlagweise Betrieb. Im schlagweisen Betrieb wird die gesamte Bestandesentwicklung von der Pflanzung bis zur Endnutzung als System konzipiert. Zu den wichtigsten Steuerungs- und Orientierungsgrößen im schlagweisen System zählen die häufig mit Hilfe ökonomischer Zielvariablen optimierte Umtriebszeit, der durchschnittliche



Gesamtmassenzuwachs im Alter der Umtriebszeit und der Normalvorrat. Durch diese aus der

Ertragstafel hergeleiteten Größen wird das Normal- bzw. Zielwaldmodell definiert (Kurth, 1991). Durch Pflanzung begründete Wälder mit intensiven Waldbauprogrammen finden sich vor allem in den Ländern der südlichen Hemisphäre (Chile, Südafrika, Australien, Neuseeland), im Südosten der USA, in zahlreichen Regionen Asiens und in Südeuropa. Die Managementsysteme der Hochleistungsplantagen zeichnen sich aus durch kurze Umtriebszeiten und intensive Begründungs-, Durchforstungs-, Düngungs- und Ästungsprogramme. Der Anteil der Erntekosten an den Gesamtproduktionskosten ist vergleichsweise gering. Höhere Waldbau-Investitionen können vor allem dort getätigt werden, wo die Transportkosten niedrig sind. Durch Pflanzung begründete Wälder mit extensiven Waldbauprogrammen finden sich vor allem in schwer zugänglichen Regionen der borealen Zone und in Tropenwaldgebieten.

Eine alternative Form der Waldnutzung sind die sog. Dauerwaldsysteme (engl. *Continuous Cover Forestry*, - *CCF-Systeme*), die sich durch eine große Vielfalt unterschiedlicher Nutzungsformen, von kleinflächiger bis selektiver Einzelbaumnutzung, auszeichnen. Der Unterschied zum Schlagwaldsystem besteht darin, dass großflächige Kahlschläge vermieden werden. Dauerwaldsysteme finden sich in Europa, in Nord- und Südamerika und in den Tropen. Ein Beispiel aus dem Nordwesten der USA sind die *Variable Retention*



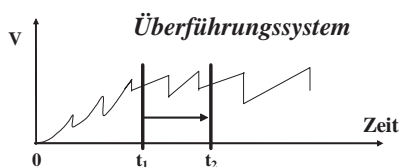
Systeme, die durch eine große Bandbreite möglicher Residualbestockungen nach der Ernte<sup>3</sup> gekennzeichnet sind. Wie bereits erwähnt, besteht die Gemeinsamkeit darin, dass keine Großkahlschläge durchgeführt werden. Im Dauerwaldsystem ist das Bestandesalter undefiniert. Die zyklische Folge von Endnutzung und Verjüngung entfällt. Stattdessen entspricht die Entwicklung einer Oszillation des Vorrats über die Zeit. Die nachhaltige Nutzung wird in der Rückschau kontrolliert.

Die Dauerwaldnutzung hat eine lange Tradition, aber spezielle Methoden der Nachhaltsplanung und -kontrolle finden sich bisher nur in einigen Tropenwäldern (Laughton, 1937; Breitenbach, 1974; Seydack et al., 1995), in einigen nordamerikanischen Laub- und Nadelwäldern (Leak, 1964, 1965; Hansen, 1987; Guldin, 1991) und in europäischen Plenterwäldern (Biolley, 1980; Meyer, 1933; Susmel, 1980; Schütz, 1994; Virgiliotti u. Buongiorno, 1997). Die Forsteinrichtungsmethoden sind nicht generell anwendbar, sondern gelten jeweils nur für einen ganz spezifischen Waldtyp. Im Plenterwald zum Beispiel ergibt sich die Nutzung in jeder Durchmesserklasse durch die Vorgabe einer idealen Stammzahlkurve, in artenreichen Mischwäldern durch die Definition einer Grundflächennorm für unterschiedliche Baumklassen. In der Theorie erscheint die Vorgabe von Idealstrukturen zunächst einleuchtend. Tatsächlich findet sich aber selbst in Plenterwäldern eine große Vielfalt unterschiedlicher Mischungsformen

<sup>3</sup> Beispiele für die verwendeten Begriffe: *Group Retention*, *Uniform Shelterwood*, *Strip Shelterwood*, *Group Selection*, *Irregular Shelterwood*.

und Durchmesserverteilungen, die als stabil bezeichnet werden können (Mitscherlich, 1952). Wie in Kap. 5 ausgeführt, ist der Nutzen der Plenterkurven und Grundflächennormen daher sehr eingeschränkt. Oftmals werden die starren Vorgaben sogar negativ bewertet.

Durch großflächige Störungen entstehen immer wieder „abnormale“ Ausgangsbedingungen. Außerdem haben erfahrungsgemäß selbst langfristig angelegte waldbauliche Ziele i.d.R. nur eine begrenzte Lebensdauer. Daher ist das forstliche Management durch vielfältige Formen der Überführung geprägt. Besonders anspruchsvoll erscheint die Umstellung von der schlagweisen zur selektiven Nutzung in Mitteleuropa (Hanewinkel, 1997). Entsprechend muss sich die Forsteinrichtung immer wieder auf veränderte Situationen einstellen. Dabei ist der Wald ein träges System, das selbst viele Jahrzehnte nach der Umstellung auf neue strategische Ziele noch durch frühere Formen der Nutzung geprägt ist. Überführung kann daher als Daueraufgabe bezeichnet werden. Die besondere Herausforderung für die Forsteinrichtung besteht darin, unter Beachtung zahlreicher Beschränkungen mögliche Wege zur Erreichung vorgegebener Zielbestockungen aufzuzeigen und eine konstruktive Management-Kontrollfunktion auszuüben.



### 1.21 Waldnutzung in Europa

Während der letzten zwei Jahrzehnte haben die Menschen in Europa entscheidende soziale und politische Veränderungen erlebt. Der dramatische Untergang des Kommunismus in Osteuropa und die Erweiterung der Europäischen Union sind messbare Ereignisse. Die Veränderung der Wertvorstellungen und der Wechsel von der ursprünglichen agrar- zur industriellen und schließlich zur urbanen Gesellschaft sind vielleicht weniger offensichtlich, aber nicht minder einschneidend. Die Auswirkungen dieser Veränderungen auf die Wälder und die Waldnutzung in Europa sind vielfältig. Der Holzverarbeitende Sektor wird beeinflusst durch das Ende der ehemaligen UdSSR. Umweltpolitische Entwicklungen prägen die Waldnutzung, vor allem im öffentlichen Wald. Groß angelegte, vernetzte Naturschutzgebiete sind entstanden. Gleichzeitig haben erneuerbare Energien zunehmende Bedeutung erlangt. In den meisten Europäischen Ländern haben sich die Zielsetzungen gewandelt. Das primäre Ziel der Waldnutzung ist nicht mehr die nachhaltige Produktion von Rohstoffen, sondern das nachhaltige Management von Waldökosystemen. Was früher eine Beschränkung war – der Erhalt der Waldfläche zum Nutzen zukünftiger Produktion – ist plötzlich das Hauptziel geworden. Auch in der Wissenschaft ist das Management von Waldökosystemen ein akzeptiertes Paradigma, nicht zuletzt auch in Übereinstimmung mit den Zielen der MCPFE (*Ministerial Conference for the Protection of Forests in Europe*). Bisher wurden die Wälder als nationale strategische Ressource angesehen, die Forstpolitik befasste sich mit nationalen Interessen. In Europa bildet die MCPFE inzwischen

eine gemeinsame forstpolitische Basis für die Länder der Europäischen Union (s. <http://www.mcpe.org>). Die Entwicklung der gemeinsam verfassten Resolutionen<sup>4</sup> zeigt die zunehmende Internationalisierung der Waldnutzung.

Die Waldfläche Europas beträgt ungefähr 146 Millionen ha; davon sind 91% als forstlich nutzbar (*exploitable*) eingestuft (Schuck et al., 2003). 18% der forstlich nutzbaren Waldfläche und 28% des Holzvorrates befinden sich in Mitteleuropa, einer der neun nach Kuusela (1994) unterschiedenen ökologischen Regionen. Diese zentrale Region ist mit 169 Einwohnern pro km<sup>2</sup> besonders dicht besiedelt. Die Waldfläche beträgt 0.17 ha pro Kopf. Drei Viertel der Waldfläche befindet sich in öffentlichem Besitz (vgl. auch BDF 1995, S. 22). Zu den Besonderheiten der zentraleuropäischen Region zählen die bisher noch vergleichsweise geringe Produktionskapazität der Zellstoffindustrie<sup>5</sup>, die große Vielfalt der Waldstrukturen und –mischungsformen und die zunehmende Einbindung der Wälder in die urbane Kulturlandschaft (Abb. 1-2).

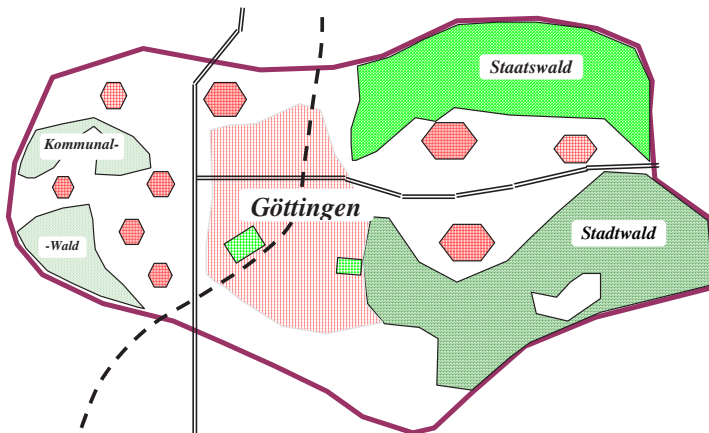


Abbildung 1-2. Wald als integraler Bestandteil der urbanen Kulturlandschaft; ein typisches Beispiel ist die Stadt Göttingen mit stadtnahem Stadtwald, Staatswald und Kommunalwald.

Die im Frühjahr 2002 ins Leben gerufene „COST Action E27 – PROFOR“<sup>6</sup> hat zum Ziel, die Zusammenarbeit im Bereich Waldnaturschutz zu verbessern. Im Rahmen von PROFOR sollen

<sup>4</sup> Straßburg 1990: *data exchange and scientific cooperation*; Helsinki 1993: *sustainable forest management, the conservation of biodiversity, climate change and co-operation with countries with economies in transition*; Lissabon 1998: *forestry and society*; Wien 2003: *The Living Forests Summit*.

<sup>5</sup> In Deutschland, wo das Sulfatverfahren nicht zugelassen ist, gab es vor der Errichtung der Standalwerke in Thüringen sechs Zellstoffwerke mit einer Gesamtkapazität von 750 000 bis 800 000 t Zellstoff pro Jahr. Auch im Nachbarland Polen existieren nur kleinere Zellstoffwerke. Frankreich, Portugal (2,4 Mill. t) und Nordwest-Spanien verfügen über eine etwas größere Kapazität. Hauptproduzenten von Zellstoff sind die skandinavischen Länder (FAO, 1997). Die Investitionen der schwedischen holzverarbeitenden Industrie betragen 1996 12 Mrd. Kronen, der Exportüberschuss (Export- minus Importvolumen) war mit 65 Mrd. Kronen höher als der Exportüberschuss der schwedischen Autoindustrie.

<sup>6</sup> Protected forest areas in Europe – analysis and harmonisation (Welzholz, 2002).

Informationen zu Waldschutzgebieten international zugänglich gemacht und die europäische Zusammenarbeit im Naturschutz verbessert werden.

Zur Förderung einer nachhaltigen Waldnutzung wurden während der 3. Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa, die vom 2.-4. Juni 1998 in Lissabon stattfand, die folgenden pan-europäischen Leitlinien ausgearbeitet (Schneider, 1998):

**1. Kriterium: Erhaltung und angemessene Verbesserung der forstlichen Ressourcen**

- Die Waldbewirtschaftungsplanung soll danach streben, den Wald und andere Gehölzflächen zu erhalten oder zu vergrößern und die Qualität des ökonomischen, ökologischen, kulturellen und sozialen Nutzens der forstlichen Ressourcen, wozu auch der Boden und das Wasser gehören, zu verbessern. Dabei sollen davon berührte Dienststellen in den Bereichen der Bodennutzungsplanung und des Naturschutzes voll in Anspruch genommen werden.
- Die Inventur und Kartierung der forstlichen Ressourcen sollen im Einklang mit den lokalen und nationalen Bedingungen und in Übereinstimmung mit den in diesen Leitlinien beschriebenen Themen eingeführt und aufrechterhalten werden.
- Bewirtschaftungspläne oder entsprechende Pläne sollen der Größe und der Nutzung der Waldfläche entsprechend ausgearbeitet und regelmäßig aktualisiert werden. Sie sollen auf der Gesetzgebung sowie auf vorhandenen Landnutzungsplänen basieren und die forstlichen Ressourcen angemessen abdecken.
- Eine Überwachung der forstlichen Ressourcen und eine Bewertung ihrer Bewirtschaftung sollen regelmäßig erfolgen und ihre Ergebnisse wieder in den Planungsvorgang eingehen.

**2. Kriterium: Erhaltung der Gesundheit und Vitalität von forstlichen Ökosystemen.**

- Die Waldbewirtschaftungsplanung soll danach streben, die Gesundheit und Vitalität der Waldökosysteme zu erhalten und zu stärken und geschädigte Waldökosysteme zu sanieren, wo immer dies durch waldbauliche Maßnahmen möglich ist.
- Die Gesundheit und Vitalität der Wälder sollen regelmäßig überwacht werden, insbesondere die wichtigsten biotischen und abiotischen Faktoren, die sich auf die Gesundheit und die Vitalität der Waldökosysteme auswirken können, wie z.B. Schädlinge, Krankheiten, Überweidung und Überbesatz, Feuer sowie Schäden, die durch klimatische Faktoren, Luftschadstoffe oder Waldbewirtschaftungsmaßnahmen verursacht werden.
- Waldbewirtschaftungspläne oder entsprechende Pläne sollen Mittel und Wege aufführen, wie die Gefahr von Zustandsverschlechterungen und von Schäden der Waldökosysteme gemindert werden kann. Die Planung der Waldbewirtschaftung soll diejenigen Politikinstrumente nutzen, die zur Unterstützung dieser Aktivitäten eingerichtet wurden.

**3. Kriterium: Erhaltung und Förderung der Produktionsfunktionen der Wälder**

- Die Planung der Waldbewirtschaftung soll darauf abzielen, die Fähigkeit der Wälder zur Erzeugung eines Sortiments von Holz- und Nichtholzprodukten sowie von Dienstleistungen nachhaltig zu sichern.
- Die Planung der Waldbewirtschaftung soll darauf abzielen, eine solide wirtschaftliche Leistung zu erbringen, und dabei die Möglichkeiten neuer Märkte und wirtschaftlicher Aktivitäten im Zusammenhang mit allen relevanten Waren und Dienstleistungen der Wälder berücksichtigen.
- Waldbewirtschaftungspläne oder entsprechende Pläne sollen die unterschiedlichen Nutzungen oder Funktionen der bewirtschafteten Waldfläche berücksichtigen. Die Planung der Waldbewirtschaftung soll diejenigen Politikinstrumente nutzen, die zur Förderung der Produktion marktgängiger sowie nicht marktgängiger forstwirtschaftlicher Erzeugnisse und Dienstleistungen geschaffen wurden.

**4. Kriterium: Erhaltung, Schutz und angemessene Verbesserung der biologischen Vielfalt**

- Die Waldbewirtschaftungsplanung soll danach streben, die biologische Vielfalt auf Ebene der Ökosysteme, Arten und Gene sowie gegebenenfalls die landschaftliche Vielfalt zu bewahren, zu erhalten und zu verbessern.
- Die Planung der Waldbewirtschaftung sowie die terrestrische Inventur und Kartierung der forstlichen Ressourcen sollen ökologisch wichtige Waldbiotope einbeziehen unter Berücksichtigung geschützter, seltener, empfindlicher oder typischer Waldökosysteme, wie z.B. Auengebiete, Feuchtbiootope, Gebiete mit endemischen Arten sowie Lebensräume bedrohter Arten im Sinne anerkannter bedrohter Referenzlisten sowie gefährdete oder geschützte genetische in-situ Ressourcen.

**5. Kriterium: Erhaltung und angemessene Verbesserung der Schutzfunktionen**

- Die Waldbewirtschaftungsplanung soll danach streben, die Schutzfunktionen, die Wälder für die Gesellschaft erbringen, zu bewahren und zu verbessern. Zu diesen Schutzfunktionen gehören der Schutz der Infrastruktur, Schutz vor Bodenerosion, Schutz der Wasserressourcen sowie Schutz vor schädlichen Auswirkungen des Wassers, wie z.B. Überschwemmungen oder Lawinen.

- Gebiete, die konkrete und anerkannte Schutzfunktionen für die Gesellschaft erbringen, sollen registriert und kartiert werden, und die Waldbewirtschaftungspläne oder entsprechende Pläne sollen diese Gebiete voll berücksichtigen.

#### 6. **Kriterium: Erhaltung sonstiger sozio-ökonomischer Funktion und Bedingungen**

- Die Waldbewirtschaftungsplanung soll danach streben, die vielfältigen Funktionen, die die Wälder für die Gesellschaft leisten, zu beachten, soll die Rolle der Forstwirtschaft in der ländlichen Entwicklung gebührend berücksichtigen und soll insbesondere neue Beschäftigungsmöglichkeiten in Verbindung mit den sozio-ökonomischen Funktionen der Wälder in Betracht ziehen.
- Eigentumsrechte und Grundbesitzvereinbarungen sollen für die betreffende Waldfläche klar definiert, dokumentiert und festgelegt werden. Auch sollen Rechtsansprüche sowie Gewohnheits- und traditionelle Rechte in Bezug auf die Waldgebiete geklärt, anerkannt und beachtet werden.
- Ein angemessener Zugang der Öffentlichkeit zu den Wäldern zu Erholungszwecken ist sicherzustellen, wobei die Achtung von Eigentumsrechten und Rechten Dritter, die Auswirkungen auf die forstlichen Ressourcen und Ökosysteme sowie die Vereinbarkeit mit anderen Waldfunktionen zu berücksichtigen sind.
- Standorte mit einer anerkannt besonderen historischen, kulturellen oder spirituellen Bedeutung sollen geschützt oder so bewirtschaftet werden, daß der Bedeutung des Standorts gebührend Rechnung getragen wird.
- Waldbewirtschafteter, Vertragsnehmer, Beschäftigte und Waldeigentümer sollen genügend Informationen erhalten und darin bestärkt werden, sich durch ständige Schulung in nachhaltiger Waldbewirtschaftung auf dem laufenden zu halten.

Die neuen Vorstellungen über die Waldnutzung in Europa sind gekennzeichnet durch eine Abkehr von mechanistischen Modellen (Ulrich, 1987; Dixon u. Fallon, 1989; Kennedy et al., 1995; Wiersum, 1995; Fähser, 1997). Der Wald wird als komplexes offenes System verstanden. Die früher üblichen dichotomen Wertvorstellungen (zum Beispiel „*naturgemäß*“ kontra „*schlagweise*“) werden durch die Einsicht ergänzt, dass die Möglichkeiten der Waldentwicklung vielfältig sind. Mit der Abkehr von großflächig standardisierten Waldbauverfahren erschließen sich neue Chancen der Waldnutzung, aber gleichzeitig müssen auch effektivere Kontrollverfahren zur langfristigen Sicherung der Nachhaltigkeit entwickelt werden.

### *1.22 Waldnutzung in Deutschland*

Besucher aus anderen Kontinenten zeigen sich immer wieder überrascht über den Waldreichtum der Industrienation Deutschland. Wälder bedecken fast ein Drittel der Landesfläche. Sie bilden nicht nur ein bedeutendes nachwachsendes Rohstoffreservoir, sondern auch lebensnotwendige „Restnatur“ für die Menschen der Industrie- und Informationsgesellschaft. Waldbäume produzieren umweltschonend und nachhaltig eine reiche Palette marktfähiger Güter und tragen auf vielfältige Art wesentlich bei zur Verbesserung der Lebensqualität der Menschen. Obwohl der ökonomische Beitrag des Forstsektors zum Bruttoinlandsprodukt in Deutschland inzwischen nur 0.08% beträgt (Bergen, 1995), ist der Wald in Deutschland nach Suda (2003) „ein Objekt vielfältiger Begierden“, nach Volz (1995) gar eine „Zentralressource“.

Die gegenwärtigen Wälder sind das Resultat der im ständigen Wechsel begriffenen Bedürfnisse und Zielsetzungen der Menschen. Die Auswirkungen bestimmter waldbaulicher Vorstellungen sind i.d.R. erst viele Jahre nach deren Einführung erkennbar. Beispiele dafür sind die großflächigen Anbauversuche mit eingeführten ausländischen Baumarten während der Jahrhundertwende und die heute zwar weitgehend unerwünschte, aber vor weniger als einer halben Umtriebszeit noch allgemein angestrebte schlagweise Waldnutzung. Der aktuelle

Waldzustand ist das Resultat der waldbaulichen Zielsetzungen der Vergangenheit und entspricht daher häufig nicht den gegenwärtigen Vorstellungen.

Die vielfältigen Bestandestypen, die heute in Deutschland vorkommen, lassen sich etwas vereinfacht in gleichaltrige und ungleichaltrige Rein- und Mischbestände untergliedern (Tab. 1-1). Besonders häufig sind 6 Gruppen: gleichaltrige und ungleichaltrige Reinbestände, in denen nur eine Baumart vertreten ist, gleichaltrige und ungleichaltrige Mischbestände mit Licht- und Schattenbaumarten, gleichaltrige Mischbestände mit Lichtbaumarten und ungleichaltrige Mischbestände mit Schattenbaumarten. Der Versuch, die Wälder Mitteleuropas bestimmten Kategorien zuzuordnen, wird dadurch erschwert, dass die Waldbestände nicht in regelmäßigen Abständen durch Kahlschlag und Pflanzung „homogenisiert“, sondern häufig kleinflächig oder einzelbaumweise genutzt werden. Dadurch entstehen vielfältige, zum Teil auch „naturferne“ Baumartenmischungen sowie unterschiedliche Entwicklungsstadien, oft in unmittelbarer Nachbarschaft zueinander.

	<i>gleichaltrig</i>	<i>ungleichaltrig</i>
<b>Reinbestände</b>	Fichte, Kiefer, Buche	Fichte, Kiefer, Buche
<b>Mischbestände mit Licht- u. Schattenbaumarten</b>	Kiefer/Fichte Eiche/Buche Kiefer/Buche Buche/Lärche Buche/Edellaubarten	Kiefer/Fichte Eiche/Buche Kiefer/Buche Buche/Lärche Buche/Edellaubarten
<b>Mischbestände mit Lichtbaumarten</b>	Kiefer/Eiche Kiefer/Birke	
<b>Mischbestände mit Schattenbaumarten</b>		Buche/Fichte Buche/Fichte/Tanne

*Tabelle 1-1. Gliederung der in Deutschland häufiger vertretenen Bestandestypen (detaillierte Angaben finden sich in Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, 2004, S. 25 ff.).*

Nach den Schätzungen der 2. Bundeswaldinventur beträgt der Holzvorrat in Deutschland über alle Baumarten und Eigentumsformen im Durchschnitt 317 m<sup>3</sup>/ha (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, 2004, S. 34 f). Wegen der hohen Arten- und Dimensionsvielfalt der Waldbäume ist die Produktpalette besonders reichhaltig.

Ökologische Waldnutzung dient der nachhaltigen Erzeugung wertvollen Holzes. Gleichrangig damit sind der Erhalt und die Förderung der natürlichen Vielfalt und Entwicklungsdynamik (Naturland, 1997). Daher besteht heute die besondere Herausforderung für die Forsteinrichtung darin, Indikatoren der Nachhaltigkeit zu definieren, die eine sinnvolle Beurteilung forstlicher Eingriffe in Mischwäldern ermöglichen (Beese, 1996; Albert, 1998). Charakteristisch für diese Entwicklungen ist zum Beispiel die Stellungnahme des Schweizer

Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft zum Thema der forstlichen Planung (Bachmann et al., 1996).

Da ein besonders hoher Anteil der Waldfläche in Deutschland sich im öffentlichen Besitz befindet, hat die Wählerschaft großen Einfluss auf die Art der Waldnutzung. Der Einfluss der öffentlichen Meinung wird in den Waldbaurichtlinien der Bundesländer wirksam. Darin zeichnet sich nach Griesel u. Gadow (1995) eine Abkehr von der schlagweisen Waldwirtschaft und eine Hinwendung zur selektiven kleinflächigen Nutzung mit langen Verjüngungszeiträumen ab. Diese Art der Waldnutzung findet inzwischen auch in anderen europäischen Regionen zunehmend Anklang (Otto, 1994; Mlinsek, 1994; Turckheim, 1994; Helliwell, 1993).



Tafel 1-1. Buchennaturverjüngung unter Schirm im Thüringer Forstamt Bleicherode.

In den dicht besiedelten Industrieländern werden Waldnaturschutz und Walderholung höher bewertet als die Holzproduktion (Dunkel et al., 1994). Die wachsende Bedeutung der *biozentrischen Funktionen* äußert sich u.a. im Arten- und Habitatschutz und in der Ausweisung von Naturwaldreservaten, die ihrer natürlichen Entwicklung überlassen bleiben. Vom Zeitpunkt der gesetzlichen Festlegung an unterbleiben alle Nutzungen. In diesen Flächen soll die natürliche Waldentwicklung erforscht werden. Außerdem sollen unbeeinflusste Referenzflächen für Biotopbewertungen und Bewertungen der Naturnähe bereitgestellt werden (Bücking, 1997).



Die kahlschlagfreie Waldnutzung<sup>7</sup> wird in den Waldprogrammen der Bundesländer als *naturgemäß* (Hessen/Berlin), *ökologisch* (Niedersachsen, Brandenburg, Sachsen) bzw. *naturnah* (übrige Bundesländer) bezeichnet. Diese Begriffe sind weitgehend synonym. Die Nutzung zielt auf die Entwicklung möglichst artenreicher, aufeinander abgestimmter und dem Standort angepasster Baumartenmischungen und gleitender Übergänge vom Pflegebetrieb in den Verjüngungsbetrieb (vgl. Schütz, 1987). Für Mlinšek (1994) steht das permanente Erforschen der eingriffsbedingten Reaktionen der Waldbäume im Vordergrund. Thomasius (2001) vertritt die Ansicht, dass naturgemäße Waldnutzung nicht nur eine „rechnerische Nachhaltigkeit“, sondern auch die Forderungen nach einer permanenten Funktionstüchtigkeit der Waldökosysteme, nach einem positiven Beitrag zum CO<sub>2</sub>-Haushalt der Atmosphäre, nach einer Minimierung der Zusatzenergie für die Waldnutzung und nach einer Risikominderung durch Förderung der Arten-, Alters- und Raumdiversität erfüllt.

Die naturgemäße Waldwirtschaft strebt an, durch Nutzung der in Waldökosystemen ablaufenden natürlichen Prozesse die Waldnutzung zu optimieren. Auf der Basis praktischer Erfahrungen in naturgemäß wirtschaftenden Betrieben nennt Wobst (1999) einige Grundsätze naturgemäßer Waldnutzung. Dem Schutz, der Erhaltung und ggf. der Wiederherstellung der Produktionskraft der Waldböden kommt besondere Bedeutung zu. Naturgemäße Waldwirtschaft unterlässt demzufolge grundsätzlich Kahlschläge, vermeidet Ganzbaumnutzung, sowie unpflegliche Rücke-, Bodenbearbeitungs- und Meliorationsverfahren. Durch einzelstammweise Nutzung wird die Störung der Stoffkreisläufe auf das nutzungsbedingte Minimum reduziert und so das Waldinnenklima erhalten.

Die standortgemäße Baumartenwahl bildet die Grundlage zur Sicherung der Standortskräfte und risikoarmer Produktion. Dabei sollen Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft in möglichst lokal angepassten Herkünften mit hohen Anteilen beteiligt sein (Tab. 1-2). Die Beteiligung nicht heimischer und nicht der natürlichen Waldgesellschaft zugehöriger Baumarten ist hierbei nicht ausgeschlossen. Auf den meisten mitteleuropäischen Standorten sind vielfältige standortgemäße Baumartenmischungen denkbar. Solche Mischungen ergeben produktive, strukturreiche Wälder, die sich im Normalfall natürlich verjüngen. Die konsequente Anwendung einzelstammweiser Pflege und Nutzung im Sinne einer permanenten Auslese und Vorratspflege führt zum Dauerwald. Je nach Standortkraft und Lichtökologie der Baumarten entstehen allmählich gemischte, stufige, ungleichartige und strukturreiche Dauerbestockungen. Nutzung, Pflege und Walderneuerung finden auf gleicher Fläche und zur gleichen Zeit statt. Eingriffe erfolgen in relativ kurzen Intervallen mit gleicher Stärke und

---

<sup>7</sup> Die Interpretation des Begriffes „kahlschlagfreie Waldnutzung“ wird zunehmend strenger: In Bayern wurde die bisherige Regelung, langfristige Verjüngungsverfahren mit Naturverjüngung zu bevorzugen, durch einen grundsätzlichen Verzicht auf Kahlschläge erweitert. Ausnahmen sind nur zulässig, wenn die angestrebten Verjüngungsziele nicht anders zu erreichen sind, wie z.B. bei einer Verjüngung von Fichtenbeständen auf Eiche (Brosinger u. Rothe, 2002).

orientieren sich am wirtschaftlichen und funktionellen Wert eines jeden Baumes. Der **wirtschaftliche** Wert des Einzelbaumes ist abhängig von der Qualität des produzierten Holzes, die sich in Schaftform, Dimension und Gesundheitszustand des Baumes widerspiegelt. Der **funktionelle** Wert eines Baumes wird bestimmt durch seine Aufgaben als Mischungs- und Strukturelement. Somit ergibt sich für jeden Einzelbaum ein individueller Hiebsreifezeitpunkt. Diese Grundsätze werden inzwischen in ähnlicher Form in zahlreichen staatlichen, kommunalen und privaten Forstbetrieben verwirklicht<sup>8</sup>.

Inventur	Ei	Bu	Alh	Aln	Fi/Dgl	Ki/LÄ	Sa.	Vfm/ha
1950	2	54	-	-	43	1	100	353
1961	2	56	-	-	40	2	100	346
1971	2	58	-	-	37	3	100	385
1981	2	57	-	-	38	3	100	326
1991	3	58	-	-	36	3	100	364
Ziel	2	36	1	1	57	3	100	375

Tabelle 1-2. Prozentuale Anteile der Baumarten am Vorrat im Forstort „Landteil“, Forstamt Stauffenburg auf der Standortseinheit BE 2 – Buntsandstein, Gesamtfläche 495 ha (nach Wobst, unveröff.).

Ein in den Grundzügen ähnliches Konzept der Waldnutzung wurde in den Stadtförstämtern Lübeck und Göttingen in Absprache mit Umweltverbänden entwickelt. Ziel ist die Erhaltung und Verbesserung der Biodiversität und die Förderung der natürlichen Eigendynamik der Waldentwicklung (Sturm, 1993; Fähser, 1995, 1997; Conrad, 1995). Das Lübecker Waldkonzept soll den aktuellen Stand des Wissens von Praxis und Wissenschaft widerspiegeln. Es soll sich deshalb auf anspruchsvolle Inventuren und Planungen stützen und sich an den natürlich ablaufenden Prozessen orientieren, um eine möglichst große Naturnähe zu entwickeln. Repräsentativ für die wichtigsten vorkommenden Standorts- und Bestandesverhältnisse werden Referenzflächen ausgewiesen, auf denen - mit Ausnahme des Jagens - keine Eingriffe erfolgen. Die Referenzflächen dienen der Beobachtung und Dokumentation der natürlichen Entwicklungsprozesse, um so die natürliche Waldentwicklung sichtbar zu machen. Daraus abgeleitete Erkenntnisse sollen in die Behandlung der Wirtschaftswälder einfließen. In den Wirtschaftswäldern sollen Starkbäume und Totholz einen Mindestanteil von 10% der oberirdischen Baummasse erreichen. Bei der Ernte werden nur einzelne Bäume oder kleine Baumgruppen (maximal 0,25 ha) entnommen. Verfahren, Maßnahmen, Geräte, Maschinen und Stoffe zur Pflege und Nutzung der Wälder sollen möglichst walddverträglich sein. Deshalb werden

<sup>8</sup> Beispiele sind das bayerische Forstamt Ebrach (Mergner, 1998); das hessische Forstamt Butzbach (Stahl-Streit, 2002); die Baden-Württembergischen Forstämter Villingen-Schwenningen (Hockenjos, 1996) und Langenbrandt (Pfeilsticker, 1998); die Niedersächsischen Forstämter Erdmannshausen und Stauffenburg; das Lauenburgische Kreisforstamt Koberg (Holm, 1994); die Reviere Bouscadié und Truttenhausen in Frankreich (De Turckheim, 2002); die Hatzfeld-Wildenburgische Forstverwaltung (Straubinger, 1998); das Herzoglich Oldenburgische Forstamt Lensahn (Mylius, 1993); das Freiherrlich Schenk'sche Forstamt Schweinsberg (Lang, 1993); die Reviere Sauen (Baldamus, 1994) und Rentweinsdorf; das österreichische Stift Schlägl (Reiningger, 1993).

nur speziell entwickelte Waldmaschinen oder Pferde als Hilfe bei der Holzernte und naturverträgliche Materialien verwendet.

### **Zielsetzungen im Privatwald**

Die Gesetzgebung und die Nachfrage nach bestimmten Gütern und Dienstleistungen schaffen die Rahmenbedingungen für die Steuerung der Waldentwicklung. In Deutschland erzielt die Holzverarbeitende Industrie mit 40.000 Betrieben und 500.000 Beschäftigten einen jährlichen Umsatz von ca. 100 Mrd. DM (Wegener, 1995). Hieraus folgt, dass der Wald ein bedeutendes Rohstoffreservoir für zahlreiche nachgelagerte wertschöpfende Wirtschaftsbetriebe darstellt. Ein übergeordnetes Wirtschaftsziel im Privatwald ist die Erzielung angemessener Reinerträge. Diese sind notwendig für die Kapitalverzinsung der Eigentümer und für die Bildung von Rücklagen. Aus den Rücklagen müssen Krisenzeiten überdauert und Investitionen finanziert werden. Die Grundlage für dieses übergeordnete Wirtschaftsziel bildet das Prinzip der Nachhaltigkeit. Es kann sinnvoll sein, in guten Marktzeiten Mehreinschläge zu tätigen und diese in Finanzrücklagen anzusammeln. Unter Nachhaltigkeit versteht der Privatwald deshalb die Werterhaltung der Waldbestände zuzüglich der Finanzkraft des Unternehmens. Durchforstungsreserven werden zum Beispiel eher als Ladenhüter und weniger als Kapitalreserven angesehen. Diesem Oberziel nachgeordnet sind nach Angabe eines privaten Forstbetriebes in Hessen fünf Wirtschaftsziele:

#### **Schaffung ständig verfügbarer Liquidität**

Finanzielle Liquidität sichert den Betrieb in allen seinen Funktionen. Sie ist nur erreichbar durch kontinuierlichen Holzeinschlag, ständige Marktpräsenz und die Steuerung des Rundholzangebotes am Markt. Gleichzeitig müssen Verluste aus dem laufenden Betrieb vermieden werden. Der betrieblichen Liquidität dienen zusätzliche Finanzrücklagen, die über längere Zeiträume geschaffen werden. Die Liquidität kann unter Umständen durch Deckungsbeiträge aus Dienstleistungen verbessert werden.

#### **Steuerung der Rechtsform**

Gewinn und Liquidität müssen dem Betrieb bzw. dem Eigentümer erhalten bleiben. Die Rechtsform eines Betriebes hat daher eine ausschlaggebende Bedeutung. Je höher die Steuerlastquote, desto wichtiger wird dieses Ziel.

#### **Langfristige Bindung hochqualifizierter Mitarbeiter**

Das Überleben eines privaten Forstbetriebes ist nicht allein vom Holzvorrat abhängig, sondern von der Eigenverantwortlichkeit der Mitarbeiter, die selbständig handeln und entscheiden können. Als Gegenleistung bietet der Betrieb soziale Sicherheit und interessante Arbeitsbedingungen.

#### **Sicherung der natürlichen Ressourcen**

Private Forstbetriebe bemühen sich um Naturschutz, Landespflege, Grundwasserschutz und die Jagd. Ein Vertrag über freiwilligen Naturschutz (Vertragsnaturschutz) mit dem Land Hessen von 1988 begründet eine teilweise Eigenständigkeit auf diesem Gebiet. Die Durchsetzung der Wirtschaftsziele ist Restriktionen unterworfen.

#### **Verringerung des Produktionsrisikos**

Der private Betrieb unterliegt den neuartigen Waldschäden in gleicher Weise wie der umliegende Wald anderer Waldbesitzer. Zwei Drittel aller Bäume über 60 Jahre sind geschädigt. Deshalb dürfen die Bestände nicht zu alt werden. Durch waldbauliche Maßnahmen müssen marktgerechte Dimensionen in kürzerer Zeit erreicht werden. Zur Minimierung des Produktionsrisikos streben private Forstbetriebe außerdem häufig danach, einen „Gemischtwarenladen“ aufzubauen, der ständige Nutzungsmöglichkeiten in vielen Baumarten ermöglicht.

Oldershausen (2004) betont die wichtige Rolle der Forsteinrichtung zur Qualitätssicherung im Privatwald und fordert eine ständige Verbesserung der Planungsverfahren.

### **Interessenverbände**

Die Ziele und Beschränkungen der Waldnutzung werden nicht nur durch die Gesetzgebung und die Wirtschaft, sondern auch durch Interessenverbände beeinflusst. Dazu gehören Forstbetriebsgemeinschaften, Bürgerinitiativen, Naturschutzverbände und Verbände der Holzverarbeitenden Industrie.

Ein Beispiel für das zunehmende Interesse der Umweltverbände an der Waldnutzung sind unterschiedliche Kriterien- und Indikatoren-Kataloge und spezielle *Ökoteests* (NABU, 1997). Für die Abstimmung der Interessen zwischen Waldnutzung und Naturschutz gibt es drei unterschiedliche Modellvorstellungen. Bei der *Segregation* werden Flächen unter Naturschutz gestellt und zum Zweck des Artenschutzes jeglicher Nutzung entzogen. Dieses Prinzip ist besonders häufig in der Landwirtschaft anzutreffen, deren Nutzflächen mit immer höherer Intensität bewirtschaftet werden (Reinhard, 1997). Das *Kombinationsprinzip* hat zum Ziel, Naturschutz und Nutzung auf gleicher Fläche zu verwirklichen. Ein Beispiel für die erfolgreiche Verwirklichung dieses Prinzips ist die seit Jahrzehnten praktizierte naturgemäße Waldnutzung. Bei der *Vernetzung* werden räumlich getrennte Nutz- und Schutzflächen miteinander verbunden, zum Beispiel durch sog. Migrationskorridore.

### **Institution der Forsteinrichtung**

Ein Anzeichen für den Wandel im Selbstverständnis der Forsteinrichtung in Deutschland ist die geringe Einheitlichkeit der Vorstellungen über ihre Bedeutung und Aufgaben. Diese Uneinheitlichkeit zeigt sich auch in den unterschiedlichen Schwerpunkten in Lehre und Forschung der forstlichen Fakultäten. Die Suche nach einfachen Konzepten wird erschwert durch die Notwendigkeit zur Einsparung, die zunehmende Vielfalt der Waldstrukturen und Zielsetzungen und die Vielfalt der inzwischen verfügbaren Methoden und Software in den Bereichen Zustandserfassung, Steuerung und Kontrolle.

In einer neueren Arbeit schlägt Hanewinkel (2001) eine Neuausrichtung der Forsteinrichtung als strategisches Managementinstrument vor. Im Gegensatz zu Planungssystemen, die sich mit operativen Aufgaben befassen, ist strategische Planung ein Prozess, bei dem Unternehmensstrategien entwickelt und implementiert werden. Anstelle des bisherigen kombinierten Verfahrens mit waldbaulicher Einzelplanung, Bereichsplanung und Gesamtplanung wird eine *Stratenplanung*, ergänzt durch Simulationen und Nutzungskoordinationen, vorgeschlagen (vgl. auch Böckmann et al., 1998). Nach Gerold u. Gerold (2001) umfasst die Forsteinrichtung drei Aufgabenbereiche:

- die Unternehmenssteuerung und das operative *Controlling* im Forstbetrieb;
- die überbetriebliche Zusammenarbeit zwischen den Forstbetrieben und der Holzverarbeitenden Industrie und
- die regionalen Aufgaben, einschließlich der Standorterkundung und der Waldbiotop- und Waldfunktionenkartierung.

Erkenntnisse aus den regional ausgerichteten Kartierungen fließen über die forstliche Rahmenplanung in die Regional- und Landesentwicklungsplanungen. Damit erfüllt die Forsteinrichtung nicht nur eine zentrale umweltpolitische Aufgabe, sondern vertritt auch die forstliche Fachkompetenz nach außen. Die Förderung der Zusammenarbeit von Forstbetrieben mit ähnlicher Zielsetzung - Waldbewirtschaftungs- und Holzvermarktungsgemeinschaften - gewinnt nach Gerold u. Gerold (2001) immer mehr an Bedeutung. Diese Zusammenschlüsse erfordern geschlossene Logistikketten und erweiterte Datenbanken mit Informationen über Hangneigung, Befahrbarkeit, Rückeentfernung, Dringlichkeit von Maßnahmen und verfügbare Sortimente.

Die Forsteinrichtung im Staatswald ist Aufgabe der Forstdirektionen (in Bayern und Baden-Württemberg), der Ministerien (Schleswig-Holstein; Saarland) bzw. der Planungämter (restliche Bundesländer). Einzelheiten darüber sind in den jeweiligen Forsteinrichtungsvorschriften enthalten. Stets von besonderer Bedeutung ist das Berichtswesen, d.h. der Beitrag der Forsteinrichtung zur Verbesserung der Informationsprozesse innerhalb einzelner Forstbetriebe und der Landesforstverwaltungen. Daneben sind die traditionellen Aufgaben der Zustandserfassung und der Nachhaltigkeitskontrolle wahrzunehmen. Angesichts angespannter Personal- und Haushaltslage, gestiegenem Informationsbedarf und angestrebtem Waldumbau werden neue Konzepte der Forsteinrichtung entwickelt (Böckmann et al., 1998; Teuffel u. Krebs, 1999; Noeke, 2002; Duhr, 2003; Stretzki, 2004; Weinfurter, 2004; Ontrup, 2004; Pencz, 2004).

Die betriebsbezogenen Aufgaben der *Forsteinrichtung* werden in Folge der zunehmenden Reviergrößen und der gleichzeitig eingeführten naturgemäßen Waldnutzung, mit komplexeren Waldstrukturen und erschwerten mittelfristigen Planungsentscheidungen erheblich anspruchsvoller. Auch in Zukunft ist zu erwarten, dass gleichaltrige Reinbestände weiterhin eine gewisse Rolle spielen werden. Daher sollte das System der Forsteinrichtung für Schlagwald- und Dauerwaldsysteme gleichermaßen anwendbar sein.

Neben den Aufgaben und Leistungen ist auch die Organisation der Forsteinrichtung einem Wandel unterworfen. In der überwiegenden Mehrheit der Bundesländer herrscht das *Sektionsystem* der Forsteinrichtung. Die Planungämter erhalten jedes Jahr einen gesonderten Arbeitsauftrag. Somit können die Forstämter, die ein bestimmter Forsteinrichter nacheinander zu bearbeiten hat, weit verstreut liegen (Niedersachsen, 1987).

Bei dem sog. *Gebietssystem* handelt es sich um langfristig festgelegte Forsteinrichtungsbezirke, die von einem für das jeweilige Gebiet zuständigen Forsteinrichter bearbeitet werden. Das Gebietssystem der Forsteinrichtung existierte bislang im nördlichen Teil von Rheinland-Pfalz (1974), in Nordrhein-Westfalen (1974), Hessen (1981), Mecklenburg-Vorpommern und Thüringen. Hessen ist z.B. in 13 feststehende Forsteinrichtungsgebiete

eingeteilt. Jedes dieser Gebiete verfügt über eine langfristige Planstelle für einen sog. Gebietsforsteinrichter, der in seinem Bereich für die Forstplanung verantwortlich ist. Bestimmte Teilaufgaben der Forsteinrichtung (Inventur, Kartierung) werden bereits direkt durch die Forstbetriebe an Unternehmer vergeben (Eisele, 1994).

Obwohl es, bedingt durch den Föderalismus, weiterhin Unterschiede in der Organisationsform geben wird, ist zu erwarten, dass der Zwang zur Kostensenkung und damit zur Verbesserung der Planungseffizienz eine Übertragung gewisser Aufgaben der Forsteinrichtung an die jeweilige örtliche Betriebsleitung zur Folge haben könnte.

### **Qualitätssicherung der Forsteinrichtung**

Die klassischen Verfahren der Forsteinrichtung werden für die Zustandserfassung, Planung und Kontrolle in den mehr oder weniger ungleichaltrigen und strukturreichen Wäldern zunehmend unbrauchbar (Palmer, 2000; Rothenhan, 1993) Gefordert werden einfache, übersichtliche und kostengünstige Kontrollverfahren. Hinrichs u. Oesten (1993; s.a. Sagl, 1998) vertreten die Ansicht, dass die praktische Forsteinrichtung den heute gestellten Anforderungen nur zum Teil gerecht wird. Gesichtspunkte einer integralen Planung wie z.B. die Auswirkungen forstlicher Planungen auf Naturschutzziele sind erst seit jüngster Zeit Gegenstand praktischer und theoretischer Arbeiten. Geeignete Messgrößen, Indikatoren, Bewertungsansätze und Abstimmungskonzepte fehlen größtenteils noch. Obwohl die Forstbetriebe in ihrer Naturausstattung, ihrem Umfeld, aber auch ihren waldbaulichen Möglichkeiten deutliche Unterschiede aufweisen, werden weitgehend einheitliche, standardisierte Verfahren verwendet. Eine als Mittel der Betriebsführung definierte Forsteinrichtung zwingt hier zum Umdenken in stärker an den Einzelbetrieb angepasste, flexible Verfahren bei der Planung und Informationsbeschaffung. Die Forsteinrichtung ist mit anderen Elementen des Führungssystems (wie Arbeitsplanung, Naturschutzplanung, Inspektionswesen, Fortbildung oder Betriebsbuchführung) nur unbefriedigend verbunden. So ist die Datenverwaltung der einzelnen Teile des forstlichen Informationssystems häufig nahezu getrennt. Die Kontrolle ist nur vergangenheitsorientiert und geschieht weitgehend ohne Auswirkungen und Rückkopplungen. Der Controllinggedanke baut jedoch gerade auf der Rück- und Vorkopplung mit den Entscheidungsträgern auf.

Schließlich läuft die Datenerhebung im Rahmen der Forsteinrichtung Gefahr, zum Selbstzweck zu werden. Die angebotenen Daten entsprechen z. T. sicher inhaltlich, aber auch von den Möglichkeiten weiterführender Auswertungen her nicht dem objektiven Informationsbedarf und laufen Gefahr, als Datenflut in unübersichtlicher Form nicht nachfragerrelevant zu sein. *Von der Parteien Hass und Gunst verwirrt, schwankt ihr Charakterbild in der Geschichte* - das, meint Lang (1993) zutreffend, könne man frei nach Schiller auch von der Forsteinrichtung sagen. Die Kritik an der Forsteinrichtung scheint ein Grundthema der

Dauerwaldbewegung zu sein, vor allem wird die Anwendung der Ertragstabeln abgelehnt. Dennoch betont Lang, sei die Zustandserfassung, Planung und Kontrolle der Forsteinrichtung notwendig, denn kein Wirtschaftsunternehmen könne ohne Planung auskommen.

Bisher wurde die Waldentwicklung durch die Nutzungsvorgaben der Ertragstafel, ergänzt durch die Einschätzung von Experten, bestimmt. Alternativen waren schwierig zu erzeugen, daher war das normale Ergebnis der sog. Einzelplanung eine grobe, in der Regel standardisierte Nutzungsvorgabe (z.B. „80 Fm in zwei Eingriffen“). Heute ist die Generierung und Bewertung multipler Waldentwicklungen ein zentrales Thema der Forsteinrichtungsforschung geworden. Eine wichtige Aufgabe der Forsteinrichtung ist die Analyse und Bewertung unterschiedlicher Varianten der Waldentwicklung.

### ***1.3 Die Wissenschaftsdisziplin Forsteinrichtung***

Die schöpferische Leistung eines einzelnen interessierten Menschen ist eine wichtige Quelle des Erkenntnisfortschrittes. Gleichzeitig müssen aber die Möglichkeiten zu einer disziplinübergreifenden Theoriebildung genutzt werden, denn die individuelle, hochspezialisierte Forschung birgt die Gefahr einer zu geringen Bindung an einen höheren Ordnungsplan mit dem Risiko eines chaotischen Wissenschaftsbetriebes (Kollmann, 1952; Luhmann, 1983). So ist die Suche nach vielfältigen und flexiblen Formen der Zusammenarbeit eine zentrale Aufgabe der praxisorientierten Waldforschung. Dies gilt insbesondere für die Integrationsdisziplin *Forsteinrichtung*.

Die alte Wissenschaftsdisziplin Forsteinrichtung hat, in enger Verzahnung mit der Waldwachstumsforschung, als akademisches Unikat während der letzten zwei Jahrhunderte eine Fülle an eigenständigen Fragestellungen und Methoden hervorgebracht, mit speziellem und oftmals ausschließlichem Bezug zur nachhaltigen Waldnutzung. Die Forsteinrichtungsforschung liefert zahlreiche methodische Beiträge zur Realisierung der politischen Forderung nach nachhaltiger Nutzung. Das Interesse an methodischem Wissen im Zusammenhang mit der nachhaltigen Steuerung von Waldökosystemen – in kommerziellen Plantagenwäldern, selektiv genutzten Naturwäldern, in den Wirtschaftswäldern Mitteleuropas mit anspruchsvollen Überführungen - wird mit einer hohen Anzahl von Veröffentlichungen in führenden Fachzeitschriften belegt. Ein Grund für diese neue wissenschaftliche Blütezeit der Disziplin *Forsteinrichtung* liegt einerseits im zunehmenden Bedarf an möglichst genauen Informationen über die Waldressourcen und deren Entwicklung. Andererseits liefert die Forsteinrichtungsforschung die Methoden für die Steuerung und Analyse der langfristig angelegten Waldnutzung. Die notwendige methodische Erneuerung wird begünstigt durch die Entwicklungen der Datenbank- und Modelltechnik. Spezielle Erkenntnisse aus anderen Disziplinen können durch die Steuerungsmodelle der Forsteinrichtung gebündelt und für die Praxis der Waldnutzung aufbereitet werden. Dies belegen Beispiele aus aller Welt, vor allem die Arbeiten im Bereich der

forstlichen Unternehmensforschung. Durch die Möglichkeit, vielfältige wissenschaftliche Einzelerkenntnisse fokussiert zu nutzen, bildet die Forsteinrichtungsforschung eine wichtige Brücke zur Anwendung im praktischen Bereich.

Die klassische griechische Philosophie erkennt zwei höchste Betätigungsfelder des Menschen: die Politik und den Erkenntnisgewinn. Beide sind miteinander verbunden, denn das ideale politische Handeln beruht auf überlegenem Wissen (Kaube, 2002). Die Verbesserung des forstlichen Wissenstandes gelingt durch die Vernetzung der an der Waldforschung beteiligten Disziplinen. Zu den Herausforderungen der Waldforschung in Mitteleuropa gehören nicht nur die Analyse zukünftiger Absatzmärkte, sondern vor allem die Untersuchungen im Zusammenhang mit Klimaänderungen, Stoffeinträgen und Biodiversität. Welche Auswirkungen auf die natürliche Verjüngung und Konkurrenzkraft der Baumarten sind durch zunehmende CO<sub>2</sub>-Konzentration und durch erhöhte bodennahe Ozon-Konzentrationen zu erwarten? Wie können großflächig angelegte Monokulturen in standortgerechte Mischwälder überführt werden? Die Ergebnisse der Forschungen zu diesen Fragen können durch die Forsteinrichtung genutzt werden.

Waldlandschaften sind räumlich gegliederte Ökosysteme. Beinflusst durch die Standortbedingungen und die Art der Nutzung, entstehen im Laufe der Zeit unterschiedliche räumliche Muster. Das räumliche Muster der Bestandesattribute ist nicht statisch, denn die Bestände entwickeln sich fortlaufend in Reaktion auf forstliche Eingriffe. Wegen dieser Dynamik ist die Forsteinrichtung seit ihren Anfängen eine raum-zeitlich orientierte Disziplin, deren Aufgabe darin besteht, eine optimale Waldentwicklung zu entwerfen, unter gleichzeitiger Berücksichtigung lokaler Ziele und regionaler Beschränkungen. Der mittelfristige Entwurf der Forsteinrichtung beurteilt die Auswirkungen forstlicher Eingriffe, die über das jeweilige Wirtschaftsjahr hinausreichen. Der optimale Entwurf eines Forstbetriebes bzw. einer Waldlandschaft ist durch diejenige Kombination von Bestandespfaden gegeben, bei der die einzelbestandsweisen und gesamtbetrieblichen Ziele optimal erfüllt werden. Die isolierte lokale Einzelplanung, ohne Berücksichtigung regionaler Anforderungen, vernachlässigt wichtige Aspekte, die die gesamte Waldlandschaft betreffen, z.B.

- die andauernde Bereitstellung von Infrastrukturleistungen, oder die Sicherung von Mindesteinnahmen,
- die Vermeidung risikoreicher Waldentwicklungen auf großer Fläche und die Beachtung von Auflagen des Naturschutzes,
- den Vorratsaufbau, oder den Abbau nicht marktfähiger Vorratsreserven.

Andererseits kann die ausschließliche Berücksichtigung der Landschaftsebene in Kombination mit waldbaulichen Standardvorgaben finanzielle Einbußen, geringe Managementflexibilität und Diversitätsverluste zur Folge haben. Der zentrale Gegenstand der Forsteinrichtungsforschung ist



deshalb die Verknüpfung der lokalen mit der regionalen Ebene. Dazu eignet sich das sog. Mehrpfadprinzip in idealer Weise (s. vereinfachte Darstellung in Abb. 1-2).

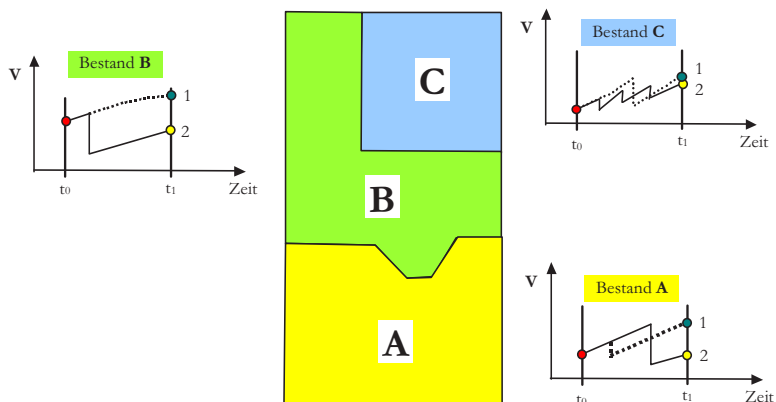


Abbildung 1-2. Schematische Darstellung zur Erläuterung der Mehrpfadtheorie. Die Grafik zeigt die Karte eines Waldes mit drei Beständen A, B und C. Jeder Bestand kann im Zeitraum  $t_0$  bis  $t_1$  zwei mögliche Pfade durchlaufen, dies ergibt  $2^3 = 8$  mögliche Waldentwicklungen.

Die drei Bestände A, B und C in Abb. 1-2 bilden einen Wald, bzw. einen Forstbetrieb oder eine Waldlandschaft. In jedem Bestand ist der Ausgangszustand durch den Vorrat zum Zeitpunkt  $t_0$  bestimmt. Für jeden Bestand sind zwei Pfade definiert. Im Bestand B zum Beispiel, mit einem hohen Ausgangsvorrat, ist im Pfad 1 kein Eingriff vorgesehen, im Pfad 2 dagegen eine frühe starke Durchforstung. Entsprechend unterschiedlich sind die Endzustände zum Zeitpunkt  $t_2$ . Auch für die Bestände A und C wurden unterschiedliche Pfade entwickelt. Im vorliegenden sehr vereinfachten Beispiel gibt es 8 mögliche Entwicklungen des Gesamtbetriebes: A1B1C1; A1B1C2; A1B2C1; A1B2C2; A2B1C1; A2B1C2; A2B2C1 und A2B2C2. Ist das gesamtbetriebliche Ziel der Abbau von Altholzvorräten, dann wird in den Beständen A und B jeweils die Variante 2 gewählt. Ist das Ziel dagegen ein möglichst hoher Holzvorrat, bzw. ein hoher Kohlenstoffspeicher, zum Zeitpunkt  $t_1$ , dann wird in jedem Bestand die Variante 1 gewählt. Um das Mehrpfad-Konzept realisieren zu können, ist es notwendig, a) das Baumwachstum, b) mögliche Schadereignisse und c) eingriffsbedingte Änderungen der Bestände zu schätzen. Die Auswahl der optimalen Pfad-Kombination ist ein Problem der multikriteriellen Bewertung (Saaty, 1980; Haedrich et al., 1986; Lillich, 1992; Steinmeyer u. Gadow, 1994). In vielen großen Waldregionen ist das Mehrpfadprinzip bereits anerkannter Standard der Forsteinrichtung, wenn auch teilweise noch in sehr rudimentärer Anwendung (Tab. 1-3).

Nach Popper (1966) werden der Natur die Gesetze nicht als notwendige Schöpfungen der menschlichen Erkenntnis, sondern als Ergebnisse „einer fast dichterischen Intuition“ in freiem Probierverhalten vorgeschlagen und der möglichen Widerlegung durch entgegengesetzte Beobachtungen ausgesetzt.

	<b>Europa</b>
<i>Nordeuropa</i>	Siitonen (1983); Lappi (1992); Eid (1993); Valsta (1992); Pukkala u. Kangas (1993); Hoen (1996); Öhman u. Eriksson (1999).
<i>Zentral- u. Südeuropa</i>	Kouba (1989); Gadow (1991); Zadnik Stirn (1992); Peyron (1993); Borges (1997) <sup>9</sup> .
	<b>Amerika</b>
<i>Nordamerika</i>	Ware u. Clutter (1971); Adams u. Ek (1974); Brodie et al. (1978); Clutter et al. (1983); Hoganson u. Rose (1984); Dykstra (1984); Bare u. Opalach (1987); Buongiorno u. Gillless (1987); Clements et al. (1990); Leuschner (1990); Bettinger et al. (1997); Hof u. Bevers (1998); Murray (1999).
<i>Lateinamerika</i>	Barros u. Weintraub (1982); Rodriguez (1986); Torres-Rojo u. Brodie (1990).
	<b>Asien</b>
<i>China</i>	Lang u. Tang (1989); Hong u. Wu (1999); Chen u. Gadow (2002).
<i>Japan</i>	Konohira u. Amano (1986); Yoshimoto (2001).
	<b>Afrika</b>
<i>Südafrika</i>	Kassier (1976); Gadow u. Bredenkamp (1992).
	<b>Australien/Neuseeland</b>
<i>Neuseeland</i>	García (1990).

*Table 1-3. Einige ausgewählte Autoren, die in der Unternehmensforschung, soweit sie die Forsteinrichtung und speziell Anwendungen der Mehrpfadtheorie betreffen, während der letzten Jahrzehnte tätig waren.*

Poppers Vorstellung gründet sich auf die Theorie der Falsifikation und den Grundsatz der Lernbereitschaft und Offenheit für Widerlegungen. Im Stil von Wissenschaft sollten alle Befunde und Behauptungen unter dem Vorbehalt künftiger Korrekturen vorgetragen werden. Wahrheit bedeutet nicht mehr als das vorläufige Festhalten an Hypothesen, die so formuliert sind, dass man gegen sie vorgehen kann. Alle wissenschaftlichen Ergebnisse sind vorläufig; sie enthalten die Möglichkeit, dass man sich geirrt hat. In der Realität handeln auch die Naturwissenschaftler zuweilen wie Politiker, die ihre ideologischen Prämissen, die sie „Paradigmen“ nennen, verteidigen. Wissenschaftliche Thesen stellen also häufig keinen Fortschritt dar, sondern sind das Ergebnis von Machtkämpfen (Kaube, 2002). Ähnliche Erfahrungen bieten die verschiedensten waldbaulichen Lehrmeinungen, die ihre wechselhaften Spuren im Laufe eines Bestandeslebens hinterlassen (Kramer, 2000). Ein Einwand gegen die Gültigkeit einer bestimmten Vorstellung über das „ideale Waldbau-System“ besteht darin, dass sie sich nicht widerlegen lässt.

Eine für alle Disziplinen verständliche, offene und pragmatische Integrationsbasis für die nachhaltige Waldnutzung ist das Mehrpfadprinzip. Mit der Abkehr von großflächig standardisierten Waldbauverfahren erschließen sich neue Chancen für eine wissenschaftlich begleitete Waldnutzung. Die größere Offenheit für vielfältige Formen der Nutzung birgt allerdings auch die Gefahr einer reduzierten Übersichtlichkeit. Die Auflösung der typenorientierten Standardprogramme bedingt eine erschwerte Kontrolle der Waldentwicklung. Daher müssen gleichzeitig auch effektivere Kontrollverfahren zur langfristigen Sicherung der Nachhaltigkeit entwickelt werden. Ein solcher Ansatz ist bekannt unter den Begriffen

<sup>9</sup> Weitere Anwendungen, die nicht unmittelbar dem Bereich der Forsteinrichtung zuzuordnen sind, finden sich z. B. bei Schöpfer (1971), Speidel (1972); Kató (1977); Möhring (1986) und Dieter et al. (2001).

„Eingriffsinventur“, „Eingriffsanalyse“ (Gadow u. Stüber, 1994; Gadow u. Schmidt, 1998) bzw. „Waldereignisanalyse“ (Schumann, 2005).

Eine besondere Herausforderung für die Forsteinrichtung besteht darin, mögliche Wege zur Erreichung vorgegebener Ziele aufzuzeigen und gleichzeitig eine konstruktive Kontrollfunktion auszuüben. Für diese letztgenannte Aufgabe eignet sich die sog. *Eingriffsanalyse*. Ein Durchforstungseingriff verändert die Bestandesdichte, die Struktur und den Wert der Holzvorräte (Abb. 1-3). Durch die Veränderung der *Bestandesdichte* werden u. a. die Strahlung, die Temperaturverteilung und der flächenbezogene Wertzuwachs beeinflusst. *Strukturveränderungen* wirken sich auf die Artenvielfalt, das Baumwachstum, die Fauna und die Bodenflora aus. Eingriffsbedingte *Wertänderungen* bestimmen die mittel- und langfristigen Kapitalflüsse.

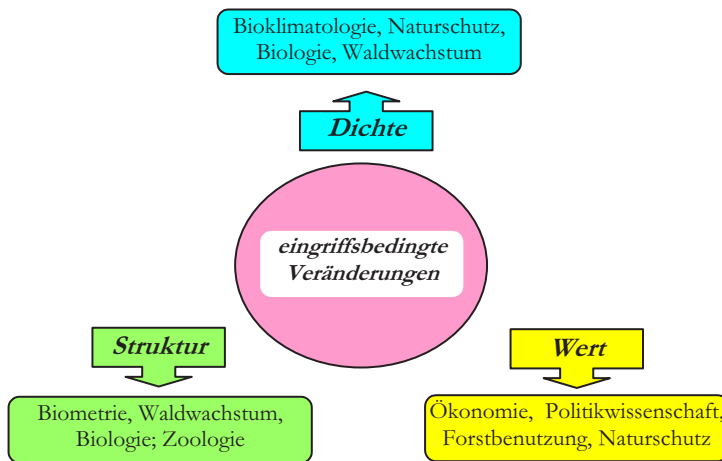


Abbildung 1-3. Ein forstlicher Eingriff bedingt Dichte-, Struktur- und Wertänderungen, die durch unterschiedliche Fachdisziplinen beurteilt werden können.

Durch einen Eingriff werden das Waldklima, die Nährstoffkreisläufe und die genetische Struktur der betroffenen Baumpopulation beeinflusst. Ein Eingriff bewirkt im Forstbetrieb zahlreiche Planungen im Zusammenhang mit der Feinerschließung, der Hiebsmaßnahme und der Rundholzvermarktung. Daher eignet sich die Analyse eines forstlichen Eingriffs zunächst gut für die Vernetzung der Disziplinen in einem fächerübergreifenden Lehrprojekt, wie es in Göttingen unter Federführung der Forsteinrichtung seit einigen Jahren praktiziert wird.

Als Alternative zu den periodischen Inventurverfahren der Forsteinrichtung wurde das Konzept der bestandesbezogenen *Eingriffsinventur* weiterentwickelt. Solche Inventuren werden nicht in fest definierten Zeitabständen durchgeführt, sondern nur dann, wenn ein Eingriff bevorsteht, nach dem Auszeichnen, aber vor der Entnahme der markierten Bäume. Durch die gleichzeitige Erfassung des Bestandeszustandes *und* dessen Veränderung kann die waldbauliche Maßnahme im Rahmen einer „präventiven Nachhaltigkeitskontrolle“ analysiert und gegebenenfalls

korrigiert werden, bevor sie durchgeführt wird. Die Zustandsgrößen des verbleibenden Bestandes verändern sich bis zur nächsten Inventur nur durch das natürliche Wachstum der Bäume, das inzwischen selbst für ungleichaltrige Mischbestände ziemlich genau vorhergesagt werden kann; die Aktualität der Daten bleibt somit über den gesamten Fortschreibungszeitraum erhalten.

Durch die Veränderung der forstpolitischen Rahmenbedingungen in den dicht besiedelten Industrieländern, die stets zunehmende Datenfülle und die Komplexität der Zielsetzungen, die häufig fachübergreifendes Wissen voraussetzen, ist die Integration und Bündelung von Spezialwissen und die Kooperation der verschiedenen Disziplinen zunehmend gefordert. Die vielschichtigen Probleme der multifunktionalen Waldnutzung können nur gemeinsam gelöst werden. Dies ist eine Herausforderung für die Vernetzungsdisziplin Forsteinrichtung.

Um die erforderliche Vernetzung wirksam zu gestalten, sind pragmatische und für alle Beteiligten verständliche Ansätze wie das Mehrpfadprinzip und die Eingriffsanalyse hilfreich. Die Globalisierung der Umweltprobleme und die Anforderungen an eine multifunktionale Waldnutzung bringen zahlreiche neue Möglichkeiten und Herausforderungen für die Forsteinrichtungsforschung. Die internationale Kooperation gestaltet sich immer einfacher und effektiver. Zahlreiche Arbeitsgruppen innerhalb der Division 4 des Internationalen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten (IUFRO) befassen sich mit Fragen der Systemanalyse, Modellierung, Softwareentwicklung, Zustandserfassung und Steuerung. Die effektive Kommunikation im Internet fördert die internationale Kommunikation im Bereich der Waldökosystemplanung. Diese Möglichkeiten werden zunehmend durch die Forsteinrichtungsforschung genutzt.

## ***1.4 Zur Gliederung dieses Buches***

Das klassische und bis zum Beginn der Computerzeit sehr effektive Zusammenspiel von Ertragstafel, Nutzungsplanung und Nachhaltigkeitsweisern kann heute ersetzt werden durch die Kombination von Steuerungsmodell und Ereignisanalyse, deren praktische Anwendung durch den Einsatz leistungsfähiger Rechner möglich gemacht wird. Ein Ziel dieser Entwicklung ist die Einbindung wissenschaftlicher Erkenntnisse in die forstliche Planung und die Erhöhung der Transparenz im Management. Konkret ist dieses Ziel zu erreichen, wenn die reale Waldentwicklung laufend analysiert und ein optimaler Entwurf der Waldentwicklung erarbeitet wird. Voraussetzung für die Analyse ist die Zustandserfassung. Der Entwurf gründet sich auf die Prognose von Entwicklungen mit Hilfe von Modellen des Waldwachstums. So wird der Transfer von Forschungsergebnissen in die praktische Betriebsführung erleichtert, - die Forsteinrichtung bildet eine Brücke von der Forschung zum Management<sup>10</sup>.

---

<sup>10</sup> Als Integrationsdisziplin liefert sie gleichzeitig auch ein Modell für die Konzeption, Durchführung und Evaluierung integrierter Großforschungsprojekte (Peterson et al., 2003).

Das in Abbildung 1-3 dargestellte System ist eine schematische Darstellung der Gliederung dieses Buches. Zu den Aufgaben der Forsteinrichtung gehören die Zustandserfassung (1) und Analyse (2). Die Basis für den mittelfristigen Entwurf der Waldentwicklung (4) bilden Prognosen über das Baumwachstum und die forstlichen Eingriffe (3). Das Betätigungsfeld der gegenwärtigen Forsteinrichtungsforschung ist die Entwicklung von Modellen zum Verständnis komplexer Abläufe und zur Vorbereitung von Planungen und Entscheidungen. Neben den Wachstumsmodellen sind aber auch quantitative Modelle, mit deren Hilfe eingriffsbedingte Bestandesveränderungen simuliert werden können, unentbehrliche Hilfsmittel für die Pfadgenerierung. Schließlich können zahlreiche Planungs- und Entscheidungsaufgaben mit Hilfe spezieller Methoden der forstlichen Unternehmensforschung erleichtert und vereinfacht werden. Daher finden auch diese Methoden in der Forsteinrichtungsforschung zunehmende Beachtung und Anwendung.

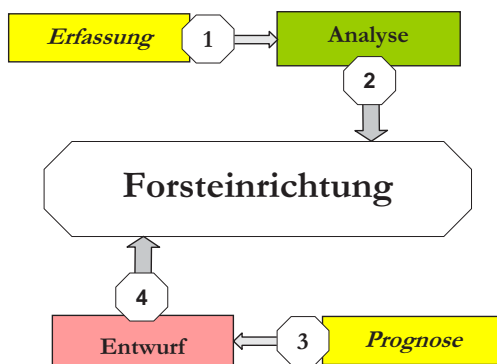


Abbildung 1-3. Schematische Darstellung einer Systemstruktur für die Forsteinrichtung mit Zustandserfassung, Zustandsbeschreibung, Prognose und Entwurf, und Analyse der nachhaltigen Waldentwicklung.

Die Zielsetzungen der Forstbetriebe sind vielfältig und teilweise gegenläufig. Forstpolitische Zwänge bedingen eine bisher nicht gekannte Komplexität der waldbaulichen Entscheidungen und machen die Forsteinrichtung zu einer anspruchsvollen Aufgabe. Diese Aufgabe ist bei weiterem Ansteigen der Flächengrößen allein mit Erfahrungswissen aus der Praxis nicht mehr zu bewältigen. Daher kommt der Forsteinrichtungsforschung auch in Deutschland, einem Land, wo man seit langem forstlich alles „im Griff“ zu haben schien, wieder eine besondere Bedeutung zu.

## 2 Erfassung und Analyse

Die Vielfalt der Ansprüche an die Waldnutzung, die berücksichtigt werden müssen, führt zu einem gestiegenen Informationsbedarf mit je nach der Zielsetzung variierenden Inventurgrößen. Zunehmend werden neben dem Holzvorrat auch Zustandsvariablen berücksichtigt, die die Waldstruktur und Biodiversität beschreiben. In Mischwäldern spielen Aussagen über räumliche Strukturen eine besondere Rolle (Spellmann, 1987). Darüber hinaus steigen die Ansprüche an eine effiziente Holznutzung auf der Betriebsebene. Durch eine zunehmende und variierende Nachfrage nach Qualitätsprodukten werden die Anforderungen an den Rohstoff Holz einerseits spezifischer, andererseits auch variierender (Niemelä, 1993). Die mit der Informationsgewinnung beauftragten Institutionen müssen diese Veränderungen erkennen und sich um entsprechende Flexibilisierung bemühen. Die erweiterte Informationsnachfrage einschließlich der „neuen“ Ökosystemvariablen und der „alten“ zunehmend verbraucherorientierten Holzvorratsvariablen ist die zentrale Ausgangsbasis für die Orientierung der Forsteinrichtung. Um diesen Ansprüchen zu genügen, müssen flexible Verfahren nicht nur für die Waldinventuren, sondern auch für angemessene Ergebnisberechnungen eingesetzt werden (Puumalainen et al., 1998). Die Berücksichtigung zutreffender Indikatoren der Nachhaltigkeit ist eine besondere Herausforderung für die Forsteinrichtung.

### *2.1 Waldzustandserfassung*

Grundlage einer auf Nachhaltigkeit bedachten Waldnutzung sind verlässliche Informationen über den Waldzustand. Daher fordern nationale und internationale Umweltkonferenzen regelmäßige Erfassungen der Waldressourcen und ihrer Veränderung (Kleinn, 2002). Die Erfassung des

Waldzustandes zu einem bestimmten „Stichtag“ ist eine Aufgabe der Forsteinrichtung. Dabei gilt das Prinzip der „Multiquellennutzung“, welches besagt, dass aus Gründen der Kostenersparnis bereits vorhandene Daten bei der Inventurplanung berücksichtigt werden sollen (Arbeitskreis Zustandserfassung und Planung, 1997, S. 37).

### 2.11 Internationale und Regionale Waldinventuren

#### Internationale Waldinventuren

Das Ziel internationaler Waldinventuren ist die periodische länderübergreifende Erfassung der Waldentwicklung. Ein Beispiel ist das von der FAO mit wissenschaftlicher Unterstützung des Internationalen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten (IUFRO) geplante *Global Forest Resource Assessment (GFRA)*. Das GFRA Programm orientiert sich bei der Beurteilung der nachhaltigen Entwicklung an sechs Kriterien (Abb. 2.1-1).

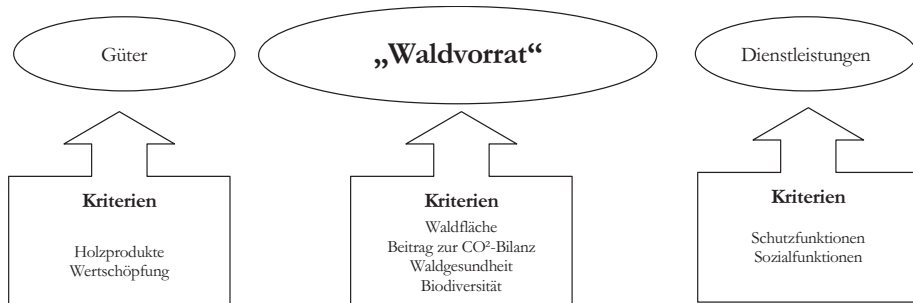


Abbildung 2.1-1. Das GFRA Programm orientiert sich bei der Beurteilung der nachhaltigen Entwicklung an acht allgemein anerkannten Kriterien (Govil u. Holmgren, 2003).

Die wichtigste Informationsquelle des GFRA sind standardisierte und validierte Daten, die auf nationaler Ebene erhoben wurden. Das Programm berücksichtigt politische und regionale Gegebenheiten unter Beachtung der unterschiedlichen Typen der Waldnutzung (Holmgren, 2002). Besondere Bedeutung besitzt der Waldvorrat im Sinne neoklassischer ökonomischer Prinzipien, nach denen das „Kapital“ den Vorrat an Ressourcen darstellt, die das Potential besitzen, zukünftig Güter und Dienstleistungen zu produzieren (Daly, 1994; Govil u. Holmgren, 2003). Angaben über die globalen Waldressourcen werden regelmäßig von der FAO veröffentlicht.

#### Bundes- und Landeswaldinventuren in Deutschland

Waldzustandserfassungen auf der Ebene der deutschen Bundesländer dienen vor allem der Umweltbeobachtung. In Deutschland zählen zu dieser Kategorie das bundesweite forstliche Umweltmonitoringsystem, die Bundeswaldinventur, das bundesweite Testbetriebsnetz sowie

Landeswaldinventuren. Das forstliche Umweltmonitoringsystem entstand zu Beginn der 80er Jahre mit dem Ziel, Informationen über das Ausmaß und die Entwicklung von Waldschäden zu erheben und Daten für die Ursachenforschung bereitzustellen. Das *forstliche Umweltmonitoringsystem* ist hierarchisch organisiert und umfasst auf der ersten Ebene, dem sog. Level I, die Waldzustandserhebung (WZE) und die Bodenzustandserhebung (BZE) und auf der zweiten Ebene, dem Level II, zusätzliche Dauerbeobachtungsflächen (Wolff, 2001). Im Rahmen des systematischen Stichprobennetzes der Waldzustandserfassung (Mindestdichte 8x8 km) werden Bodenproben für Laboranalysen gewonnen (Abb. 2.1-2). Bei der Bodenzustandserhebung werden das Bodenprofil einschließlich der Humusform sowie die Bodenvegetation detailliert beschrieben, das Profil und der zugehörige Waldbestand fotografisch dokumentiert und die in sieben Tiefenstufen im Mineralboden und in der Humusaufgabe gewonnenen Proben im Labor analysiert.

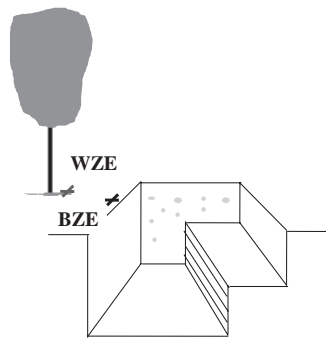


Abbildung 2.1-2. Profilgrube für Bodenzustandserhebung (BZE) und Stichprobenpunkt am Baum für die Waldzustandserfassung (WZE; s. Sachsen, 1996).

Die aktuelle Waldbestockung wird nach der Vorgabe des Bundeswaldgesetzes (§41a) durch die *Bundeswaldinventur (BWI)* erfasst. Die erste Bundeswaldinventur fand im Zeitraum 1986 bis 1990 in den alten Bundesländern statt. Sie wird derzeit zum ersten Mal wiederholt und umfasst die gesamte Bundeswaldfläche (Wessels, 2002). Die BWI soll auf der Basis eines 4x4 km-Grundnetzes, das regional verdichtet werden kann, um länderspezifischen Informationsbedarf zu decken, Daten über die forstlichen Produktionsmöglichkeiten und deren Veränderung bereitstellen. Die Stichprobeneinheiten der BWI sind unsichtbar markierte quadratische Trakte mit einer Seitenlänge von 150 m. Entlang der Traktlinien und an den Traktecken werden mit Hilfe von Winkelzählproben und in Probekreisen u. a. die produktionstechnisch relevanten Merkmale *Baumart*, *Alter*, *Brusthöhdurchmesser*, *Baumböhe*, *Pflegezustand* und *Bestandestyp* erhoben. Nähere Angaben zur Erhebungsmethodik finden sich u.a. bei Bick u. Dahm (1992), Polley (1997) und beim Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (2004, S. 70 ff.).

Zur bundesweiten Walderfassung gehört auch das sog. *Testbetriebsnetz*, das eine Auswahl von Forstbetrieben umfasst, welche die unterschiedlichen Produktionsverhältnisse in Deutschland



repräsentieren. Die anonyme Auswertung der Wirtschaftsergebnisse der Testbetriebe ermöglicht Rückschlüsse auf die ökonomische Situation der Forstwirtschaft.

Ähnliche Ziele wie die Bundeswaldinventur verfolgt die in Nordrhein-Westfalen durchgeführte *Landeswaldinventur*, wobei Fernerkundungsdaten aus Luftbildern und Satellitenszenen in die Inventur einbezogen sind (Nordrhein-Westfalen, 1997). Das Ziel der Landeswaldinventur besteht u. a. darin, Informationen zu gewinnen, um flexibler auf Veränderungen des Holzmarktes und der Forstpolitik reagieren zu können. Zu diesem Zweck wurde das Konzept der Finnischen Nationalen Waldinventur in Nordrhein-Westfalen erprobt (Tomppo u. Pekkarinen, 1997). Auf Landesebene werden außerdem periodische Zustandserfassungen in Dauerbeobachtungsflächen durchgeführt. Dazu gehören die langfristigen Versuchsflächen der Waldwachstumsforschung und die von der Nutzung ausgeschlossenen Naturwaldzellen (Schulte, 2002).

Infolge der fortschreitenden technischen Entwicklung erlangt die Waldzustandserfassung mit Hilfe der Fernerkundung zunehmende Bedeutung (Kätsch, 1998b). Zu den Verfahren der Fernerkundung gehört die Auswertung von *Luftbildern*, bei denen sich eine Fotokamera bei der Aufnahme innerhalb der Erdatmosphäre befindet und *Satellitenbildern*, die von Satellitensensoren aufgenommen werden. Beide Verfahren weisen eine im Vergleich zu terrestrischen Methoden große Flächendeckung auf. Zukünftige technische Entwicklungen, einschließlich aktiver Sensortechnologien, lassen ein wesentlich verfeinertes Auflösungsvermögen der eingesetzten Kameras und Sensoren erwarten (Kätsch, 1998b).

### **Standortkartierung**

Ein Element der Zustandserfassung auf Landesebene sind die Standortkartierungen, mit deren Hilfe die Grundlagen für eine forstliche Planung und Betriebsführung auf ökologischer Basis geschaffen werden. Der Waldstandort umfasst die für das Wachstum bedeutsamen Umweltbedingungen, die im Gelände durch Klima, Lage und Boden bestimmt werden. Der *Standortstyp* bzw. die *Standortseinheit* ist eine Zusammenfassung von Einzelstandorten, die sich so ähnlich sind, dass sie in ihren waldbaulichen Möglichkeiten und in ihrer Gefährdung durch biotische und abiotische Schäden nicht wesentlich voneinander abweichen (Chwalzyk, 1989, S. 14). Der Standortstyp wird durch diskrete Merkmale charakterisiert, wie zum Beispiel die Variablen a) *Standortfrische* (mit den Merkmalen *Geländeform*, *Exposition* und *Wasserhaushalt*) b) *Nährstoffversorgung*, c) geologisches *Ausgangssubstrat* und d) *Bodenart* (mit den Merkmalen *Schichtung*, *Mächtigkeit* und *Lagerung*; Tab. 2.1-1). In einigen Bundesländern wird die Standortkartierung einheitlich in allen Waldbesitzarten durchgeführt. Zuständig für den Staats- und Gemeindeforest ist in Niedersachsen zum Beispiel das Forstplanungsamt in Wolfenbüttel als Stabstelle des Landwirtschaftsministeriums. Fachkräfte des Forstplanungsamtes unterstützen die Mitarbeiter der im Privatwald tätigen Landwirtschaftskammer. Für Baden-Württemberg ist die Forstliche Versuchsanstalt in Freiburg zuständig.

	Beispiele
<b>1. Bodenfeuchte u. Geländeform</b>	3 Sehr frische Hangstandorte mäßig tief eingeschnittener Rinnen, Kerbtälchen, Runsen
<b>2. Nährstoffversorgung</b>	5 gut mit Nährstoffen versorgt 3 mäßig mit Nährstoffen versorgt 2 schwach mit Nährstoffen versorgt
<b>3. Geologisches Substrat</b>	4 Kalkgestein, Keuper-Mergel, Kalksandstein 2 basenärmeres Silikatgestein, auch Fließerdien 1 ärmste Gesteine, Schotter, Kiese, Sande
<b>4. Lagerungsverhältnis (Bodenart)</b>	1 Steine und Schotter 3 mächtige Kalksteinverwitterungslehmböden 4 sandige bis lehmige Bodenarten über tonigen Schichten

Tabelle 2.1-1. Auszug aus der Niedersächsischen Vorschrift zur Standortkartierung.

Zu den Ergebnissen der Standortkartierung zählen sog. Standortstypenkarten im Maßstab 1:5000 oder 1:10000, und Wuchsbezirkskarten. Die Informationen aus der Standortkartierung, ergänzt durch die Daten der Bodenzustandserhebung, bilden die ökologische Grundinformation für die standortbezogene Prognose der Waldentwicklung (Kahn, 1994; Stüber, 1997; Schübeler, 1997). Abbildung 2.1-3 zeigt beispielhaft die Beschreibung einer typischen Standortseinheit aus dem westlichen Kapgebiet in Südafrika.

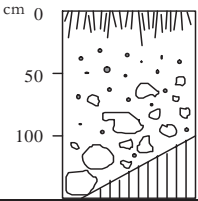
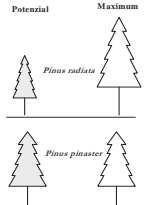
<p><b>Vorkommen im Betrieb:</b> nur im südlichen Teil, in Block E auf alluvialen/colluvialen Lagen, 13 ha (1.9% der Gesamtfläche).</p> <p><b>Topografie:</b> Vorkommen am Mittelhang und Unterhang bei leichter Hangneigung bis 10°. Standortseinheit wurde durch Ablagerungen von quarzitischem Material gebildet.</p>	
	<p><b>Boden:</b> sandige, teilweise podsoliierte Böden auf „Tafelberg Sandstein“. Oberboden grober bis lehmiger Sand mit unterschiedlichen Anteilen von organischem Material, relativ nährstoffarm. Die Sandfraktion wird graduell grobkörniger mit zunehmender Bodentiefe. Zunehmender Schotter-Anteil ab 60 cm Bodentiefe. Ein fluktuierender Grundwasserstand während der Regenzeit im Winter.</p>
	<p><b>Baumartenwahl:</b> Der Standort ist geeignet für mehrere Kiefernarten, aber die Wuchsleistung ist variabel aufgrund unterschiedlicher Nährstoffversorgung im Oberboden; <i>Pinus elliotii</i> und <i>P. radiata</i> sind bedingt geeignet, Düngung wird empfohlen. <i>P. pinaster</i> erreicht auch ohne Düngung die zwar ebenfalls geringe, aber für diese Baumart befriedigende Wuchsleistung.</p>
<p><b>Holzernte:</b> unproblematisch. Der Boden ist während der Regenzeit häufig nass, trocknet aber schnell aus. Wegen der groben Textur ist Bodenverdichtung kein Problem.</p>	

Abbildung 2.1-3. Standortseinheit (site unit) E6 zur Charakterisierung der Bodenart, der Eignung für bestimmte Baumarten, Vorkommen im Gelände und Möglichkeiten der Holzernte.

Der Waldstandort beeinflusst die Baumartenwahl, das Wachstum der Baumarten und die zulässige Holzerntetechnik. Daher sind umfassende Beschreibungen der Waldstandorte und ihrer

geografischen Verbreitung nützlich für das betriebliche Management. Im angelsächsischen Sprachraum sind bei der Standortkartierung Begriffe wie *habitat type* oder *site unit* üblich. Ein *site unit* umfasst die Charakterisierung der Bodenart, die Eignung für bestimmte Baumarten, das Vorkommen im Gelände und die Möglichkeiten und Beschränkungen für die Technik der Holzernte.

Die Erfassung der Waldstandorte bildet die wichtigste Grundlage für die Analyse und Prognose der Bestandesentwicklung und der differenzierten natürlichen Dynamik der Konkurrenzkraft der Baumarten in einem Mischbestand. Wie sich die Konkurrenzkraft der Baumarten während der unterschiedlichen Entwicklungsstadien ändert, wird anschaulich dargestellt in der Arbeit von Bruciamacchie u. Grandjean (1996) für 3 verschiedene Kalkstandorte in Lothringen.

### **Betriebsinventuren**

Die Betriebsinventur, in Niedersachsen auch als *Kontrollstichprobe* bekannt, ist ein bestandesübergreifendes Inventurverfahren mit systematisch verteilten Probekreisen. Durch Markierung des Probekreismittelpunktes wird dessen Lage dauerhaft festgelegt, um Folgeaufnahmen zu erleichtern und Zustandsveränderungen genauer zu erfassen (Saborowski, 1993, S. 22; Böckmann et al., 1998). Das Konzept wurde Ende der 60er Jahre in der Schweiz entwickelt (Schmid-Haas, 1989; Fuchs u. Kennel, 1994).

Die Probekreisgröße variiert in Abhängigkeit vom Brusthöhendurchmesser. Auf einer Fläche von 500 m<sup>2</sup> werden alle Bäume mit einem BHD von mindestens 30 cm erfasst, auf 200 m<sup>2</sup> alle Bäume mit einem BHD von mindestens 20 cm und auf 100 m<sup>2</sup> alle Bäume mit einem BHD von mindestens 7 cm (Kramer u. Akca, 1996, S. 115 f.). Alle aus einer festgelegten Richtung gekluppten Bäume werden vom Kreismittelpunkt aus mit ihren Polarkoordinaten (magnetischer Azimut und Distanz zum Kreismittelpunkt) erfasst. Im inneren Kreis werden alle Bäume über 7cm gemessen, im mittleren Kreis alle Bäume über 20 cm und im äußeren Kreis die Bäume mit mindestens 30 cm BHD. Die Herleitung der Durchmesserverteilung, in den meisten Betrieben die wichtigste Zielgröße, erfolgt mit Hilfe einer Flächengewichtung (s. Beispiel in Tab. 2.1-2).

Die relative Objektivität der Betriebsinventur ist ein wesentlicher Fortschritt gegenüber der gutachtlichen Einschätzung im Rahmen der *Waldbegänge* der Forsteinrichtung (Hinrichs et al., 1993). Ein weiterer Vorteil der Betriebsinventuren liegt in der Möglichkeit, Veränderungen der Zustandsgrößen auf Betriebsebene mit höherer Genauigkeit zu erfassen (Akça u. Dong, 1984; Saborowski, 1993, S. 22). Bei einer Betriebsinventur werden die Informationen sogenannten *Befundeinheiten* zugeordnet. Dies erfordert eine typenorientierte Inventur, typenorientierte Waldbauprogramme und summarische Nutzungsplanungen (Bitter u. Merrem, 1998).

BHD (cm)	3 konzentrische Kreise				1 Kreis	
	100m <sup>2</sup> 7-20 cm (*10000/100)	200m <sup>2</sup> 20-30 cm (*10000/200)	500m <sup>3</sup> >30 cm (*10000/500)	N pro ha	Anzahl pro 500m <sup>2</sup>	N pro ha
8-12	1 (100)			100	2	40
12-16	0			0	4	80
16-20	1 (100)			100	3	60
20-24		1 (50)		50	2	40
24-28		2 (50)		100	2	40
28-30		1 (50)		50	1	20
30-34			1 (20)	20	1	20
34-38			1 (20)	20	1	20
38-42			0	0	0	0
42-46			2 (20)	40	2	40
46-50			4 (20)	80	4	80
50-54			2 (20)	40	2	40
54-58			0	0		0
58-62			1 (20)	20	1	20

Tabelle 2.1-2. Vergleich der geschätzten (links) und beobachteten (rechts) Durchmesserverteilung in einem Probekreis mit gestaffelten Kreisradien.

Das für ungleichaltrige Plenterwälder entwickelte Konzept der konzentrischen Aufnahmekreise wurde empfohlen, um die traditionelle Zielgröße, den Vorrat, unabhängig von der Bestandesdichte und dem Alter mit dem stets gleichbleibenden Aufnahmeverfahren mit einiger Sicherheit zu schätzen. Leider wird die räumliche Waldstruktur nur unvollständig erfasst.

Aus der *Betriebsinventur* können nur in Ausnahmefällen ausreichend genaue Ergebnisse auf Bestandesebene abgeleitet werden<sup>1</sup>. Daher kann in der Praxis auf bestandesweise Inventuren nicht verzichtet werden (Böckmann et al., 1998; Teuffel u. Krebs, 1999; Hessen, 2002). Der räumlich definierte Bestand besitzt als integrale Informationseinheit eine zentrale Bedeutung für das tägliche Management. Betriebsinventuren sind eine nützliche Ergänzung. Ohne die räumliche Information aus Bestandesinventuren sind sie eher für die großräumige Zustandserfassung und für das Monitoring von Naturwäldern und Nationalparks geeignet.

### 2.12 Bestandesinventuren

Die Basis für alle mittelfristigen Planungen und kurzfristigen Managemententscheidungen bilden Informationen aus Bestandesinventuren. Der Bestand bzw. die Buchungseinheit ist die kleinste Flächeneinheit, für die einheitliche Management-Entscheidungen getroffen werden. In den meisten Bundesländern wird diese Einheit als *Unterabteilung* bezeichnet. Im forstlichen Informationssystem ist die Buchungseinheit die integrale Informationseinheit (Abb. 2.1-4). Die

<sup>1</sup> Wenn man ein Raster von 200 x 200 m unterstellt (0,25 Stichproben pro ha) und eine Mindest-Anzahl von 10 Stichproben pro Bestand, müsste die für eine einigermaßen gesicherte Aussage erforderliche Bestandesfläche mindestens 40 ha betragen. Solche Bestände sind selten.

Buchungseinheit bildet die Grundlage für mittelfristige Planungen und den Schlüssel zur Verknüpfung unterschiedlicher Datenbereiche.

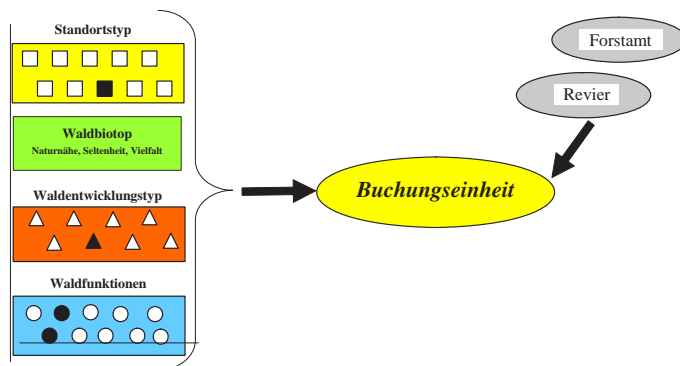


Abbildung 2.1-4. Die Buchungseinheit als integrale Informationseinheit zur Verknüpfung verschiedener Datenbereiche im forstbetrieblichen Informationssystem.

Zum Zweck der Inventur, Planung und Kontrolle werden Forstbetriebe nach einem hierarchisch geordneten System geographischer Einheiten gegliedert. In Deutschland sind die Bezeichnungen Forstort, Distrikt, Abteilung, Unterabteilung, Unterfläche, Hilfsfläche und ideelle Teilfläche üblich (Hessen, 2002). Nach Speidel (1972, S. 119) sind die Buchungseinheiten zweckmäßig so abzugrenzen, dass die waldbaulichen Maßnahmen auf dieser Fläche während der Produktionsdauer einheitlich gestaltet werden können. Diese Forderung wird erfüllt, wenn möglichst homogene Verhältnisse hinsichtlich des Standortes und der Bestände auf der Fläche der Buchungseinheit vorliegen (Abb. 2.1-5).

Da beide Bedingungen, Homogenität der Standortsbedingungen und Homogenität der aktuellen Bestockung, nicht immer gleichzeitig erfüllt sind, werden Entscheidungen über die Zusammenlegung von Buchungseinheiten notwendig. Eine absolute Homogenität von Standort und Bestockung wird mit zahlreichen homogenen Buchungseinheiten erreicht. Eine sehr kleinflächige Gliederung ist aus ökonomischen Gründen, z.B. wegen des mit zahlreichen kleinen Buchungseinheiten verbundenen hohen Buchungs- und Planungsaufwandes, vielfach unerwünscht. Im Regelfall wird eine Kompromisslösung mit teilweise größeren inhomogenen Einheiten angestrebt.

Kurth (1994) zeigt beispielhaft zwei Abteilungen, in denen mehrere Entscheidungen über die Trennung bzw. Zusammenführung von Buchungseinheiten gefällt werden müssen. Gravierende Unterschiede in der Bestockung und Zielsetzung machen die Ausscheidung separater Buchungseinheiten erforderlich. Allerdings werden Bestände trotz der Unterschiede in der Baumartenzusammensetzung und im Alter wegen geringer Flächengröße nicht getrennt. Anstelle der 7 Buchungseinheiten, die in der Abb. 2.1-5 aufgrund der gleichen Bestockung ausgewiesen wurden, wären im Beispiel insgesamt 12 homogene Einheiten mit gleicher

Bestockung und gleichem Standort erforderlich. Mit der Verbesserung der Geo-Informationssysteme sind hohe räumliche Auflösungen technisch ohne weiteres realisierbar.

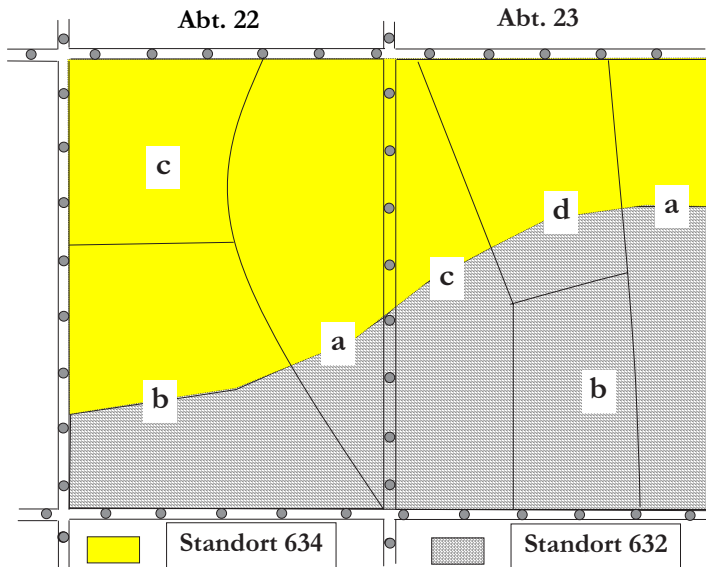


Abbildung 2.1-5. Zwei Abteilungen mit insgesamt 7 Buchungseinheiten, die unterschiedliche Bestockung aufweisen; unterlegt sind zwei verschiedene Standorttypen.

Bestand	Standorttyp		homogene Einheiten
	634	632	
22a	*	*	2
22b	*	*	2
22c	*		1
23a	*	*	2
23b		*	1
23c	*	*	2
23d	*	*	2
Summe	6	6	12

Die Parzellierung ist ein wesentliches Merkmal der mitteleuropäischen Wälder, die durch jahrhundertelange kleinflächige Nutzung geprägt sind. Bei naturnaher Waldnutzung werden aus Gründen der vereinfachten Zustandserfassung häufig größere Buchungseinheiten angestrebt. Großflächige inhomogene Buchungseinheiten werden wegen der ohnehin großen Vielfalt der Bestandesstrukturen zumeist in Kauf genommen bzw. sogar gefordert. Die in Abbildung 2.1-6 dargestellte 22,7 ha große inhomogene Buchungseinheit 41a im Revier Großkoppel ist ein Beispiel dafür.

Die Einteilung bestimmter geographischer Einheiten nach der *Homogenität* ist nur für vorgegebene Flächengrößen sinnvoll. Waldökosysteme sind eher gekennzeichnet durch eine

Hierarchie der Muster. Die räumliche Diversität wird durch die „Granulation“ bestimmt. Einzelne Bestände, die nur eine Baumart gleichen Alters aufweisen, werden im Regelfall als homogen eingestuft. Jedoch kann eine Waldregion mit zahlreichen gleichaltrigen Beständen, die aber jeweils unterschiedlichen Entwicklungsstadien angehören, als sehr inhomogen eingestuft werden, während ein großflächig ungleichaltriger Mischwald als Ganzes eine vergleichsweise hohe Homogenität aufweisen kann.

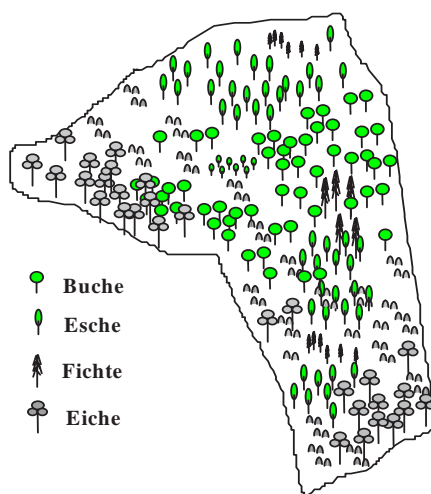


Abbildung 2.1-6. Unterabteilung 41a im Revier Großkoppel (Darstellung nach einer Handzeichnung von H.-J. v. Arnswald, ca. 1948).

In den stark gegliederten Wäldern Mitteleuropas mit teilweise sehr großen Unterschieden bzw. „scharfen Übergängen“ zwischen benachbarten Buchungseinheiten werden bestandesbezogene Inventuren stets eine wichtige Rolle spielen. Dies gilt vor allem auch dann, wenn geographische Informationssysteme verwendet werden, welche Daten mit Raumbezug verwalten.

Ein in der praktischen Forsteinrichtung verbreitetes Inventurverfahren ist der periodische *Waldbegang*. Beim Waldbegang werden u. a. die Waldeinteilung und die Schutz- und Erholungsfunktionen überprüft; die Grundflächen, Vorräte, Alter und Mischungsanteile der Baumarten mit Hilfe einer Ertragstafel geschätzt, und die Verjüngungen, Nutzungen und Pflegemaßnahmen geplant. Zu den Attributen einer Buchungseinheit zählen unter anderem:

**a) Zustandsdaten**

- Flächendaten (Gesamtfläche, Fläche eines bestimmten *Bestandestyps*)
- flächenbezogene Größen (Grundfläche, Stammzahl pro ha)
- Mittelwerte, Verteilungen (Bestandeshöhe, Durchmesserverteilung)
- Artenanteile (Grundflächenanteil einer Baumart)
- Relationen (Regressionskoeffizienten für eine Höhenregression)
- Parameter der Raumstruktur und Diversität

**b) Geometriedaten**

- Angaben über Lage und geometrische Form der Buchungseinheit

**c) Planungsdaten**

- Angaben über langfristige Zielsetzungen (Waldentwicklungstyp, Waldfunktionen)

**d) Hierarchiedaten**

- Zugehörigkeitsbeziehungen für die Regionalisierung (Revier, Forstamt).

Zu den Vorzügen einer Stichprobeninventur auf Bestandesebene gehört im Vergleich mit den Schätzverfahren beim Waldbegang die Objektivität der Waldzustandserfassung. Durch die Erfassung messbarer Variablen können die Möglichkeiten der Datentechnik wirksam genutzt werden. Eine Angabe über die Wertklasse zum Beispiel enthält nur wenig Information, die zudem noch relativ unsicher ist. Dagegen ist die Verteilung der Erdstückvolumen über Stärke und Güteklassen sehr informativ und für die Maßnahmenplanung, die Nachhaltigkeitskontrolle und betriebswirtschaftliche Berechnungen nutzbar (Wiegard et al., 1997).

Bei einer Bestandesinventur auf Stichprobenbasis werden qualitative und quantitative Zustandsgrößen erfasst. Dabei kommen unterschiedliche Verfahren zur Anwendung. Allen Verfahren liegt im Regelfall eine systematische Auswahl der Stichprobenpunkte zugrunde. Bei gegebenem Stichprobenumfang erzielt die systematische Stichprobenwahl häufig eine höhere Genauigkeit, weil die Stichprobenpunkte gleichmäßiger auf der Fläche verteilt sind. Darüber hinaus ist die Organisation der Erfassung im Gelände relativ einfach (Kramer u. Akça, 1995, S. 84). Typischerweise geht man dabei so vor, dass einer der  $n$  Stichprobenpunkte zufällig ausgewählt und von dort aus das Stichprobengitter aufgebaut wird, welches alle weiteren  $n-1$  Gitterpunkte festlegt, - ein Beispiel einer systematischen Stichprobe mit Zufallsstart (Schaeffer et al., 1990, S. 206). Die systematische Verteilung der Stichprobenpunkte mit Hilfe eines regelmäßigen Quadratnetzes hat sich in der Praxis gut bewährt (Akça, 1995, S. 85). Bei der systematischen Stichprobenpunktauswahl kann allerdings die Schätzung der Varianz verzerrt sein, wenn zwischen dem Auswahlschema und einem etwaigen Trend in der Inventureinheit ein Zusammenhang besteht<sup>2</sup> (Kramer u. Akça, 1995, S. 84). Dies sollte bei der Festlegung der Stichprobenpunkte im Gelände berücksichtigt werden. Abbildung 2.1-7 zeigt unterschiedliche, von der Bestandesform beeinflusste Anordnungen der Aufnahmelinien und Stichprobenpunkte in einer systematischen Stichprobennahme.

Um eine möglichst gleichmäßige Verteilung der Stichproben im Bestand zu erhalten, sollte die Anordnung so geplant werden, dass die Abstände und Zwischenräume zwischen den Probepunkten möglichst gleich groß sind (Pukkala u. Pohjonen, 1989; Abb. 2.1-7). Bei einem quadratischem Stichprobennetz ist der Abstand zwischen den Stichprobenpunkten ( $L$ , m) gleich

$L = \sqrt{\frac{F}{n}}$ , wobei  $F$  die Bestandesfläche ( $m^2$ ) und  $n$  die Anzahl der Stichprobenpunkte

---

<sup>2</sup> Dies ist z. B. dann der Fall, wenn die Verjüngung streifenweise auftritt und das Gitternetz parallel bzw. rechtwinklig zu diesen Verjüngungsstreifen ausgerichtet wird.



bezeichnen. Ist nicht die Anzahl der Stichprobenpunkte, sondern die Flächenaufnahmeintensität vorgegeben, dann ist  $L = \sqrt{\frac{a}{p}}$ .

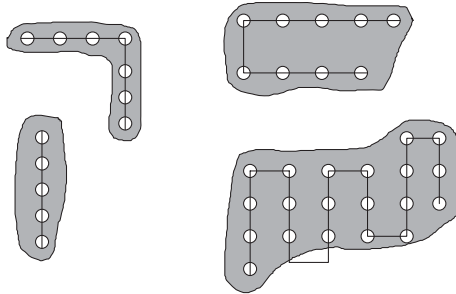


Abbildung 2.1-7. Die spezielle systematische Anordnung der Stichprobenpunkte orientiert sich an der Form der Inventureinheit.

Die automatisierte Verteilung der Stichproben in einem Bestand und die Darstellung auf einer digitalen Luftbildkarte bietet mit Hilfe geeigneter Software kaum noch Schwierigkeiten.

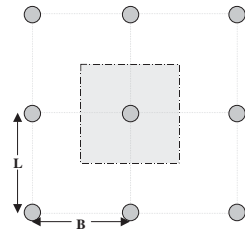
Beispiel:

$a$  = Flächengröße der Stichprobe (z.B. hat ein Kreis mit Radius 6 m eine Flächengröße von  $a = 113.1 \text{ m}^2$ )

$p$  = Aufnahmeintensität (z.B. bei einer Aufnahmeintensität von 8% der Fläche beträgt  $p = 0.08$ )

Jeder Probekreis repräsentiert eine Fläche von  $L * L \text{ m}^2$ , also ist

$$p = \frac{a}{L^2} \text{ und } L = \sqrt{\frac{a}{p}}$$



**Quadratisches Gitter:**

$$p = 0.08; a = 113.1; L = \sqrt{\frac{113.1}{0.08}} = 37.6 \text{ m}$$

$$\text{bei } L = 35 \text{ m wäre } p = \frac{113.1}{35^2} = 0.092 \text{ (9.2\% Aufnahmeintensität)}$$

$$\text{bei } L = 40 \text{ m wäre } p = \frac{113.1}{40^2} = 0.07 \text{ (7\% Aufnahmeintensität)}$$

**Rechteckiges Gitter:**

$$\text{mit } B/L = 1.5, \text{ also } p = \frac{a}{1.5L^2}$$

$$p = 0.08; a = 113.1; L = \sqrt{\frac{113.1}{1.5 \cdot 0.08}} = 30.7 \text{ m}$$

bei  $L = 30\text{m}$  wäre  $p = \frac{113.1}{1.5 \cdot 30^2} = 0.084$  (8.4% Aufnahmeintensität)

Beim *einfachen* Probekreisverfahren werden alle Bäume, deren Durchmesser eine vorgegebene Kluppschwelle überschreitet, innerhalb eines Kreises mit festem Radius  $r$  aufgenommen. Bei *konzentrischen* Probekreisen sind mehrere unterschiedliche Kluppschwellen für unterschiedliche Kreisradien vorgegeben. Die Probekreise können permanent markiert sein.

Üblicherweise werden die Probekreise mit fester Kreisfläche so auf die Inventureinheit verteilt, dass der Gesamtbestand möglichst repräsentativ wiedergegeben wird. Als Faustregel für die Größe der Kreisfläche sollten sich ca. 15- 20 Bäume in einem Probekreis befinden. Innerhalb des Kreises werden die Variablen aufgenommen, die als relevant erachtet werden. Nur wenn Baumfußkoordinaten vorliegen, können räumliche Strukturparameter ermittelt werden. Für die Ermittlung eines Schätzers der Stammzahl pro Hektar genügt die bloße Zählung der Bäume (Abb. 2.1-8).

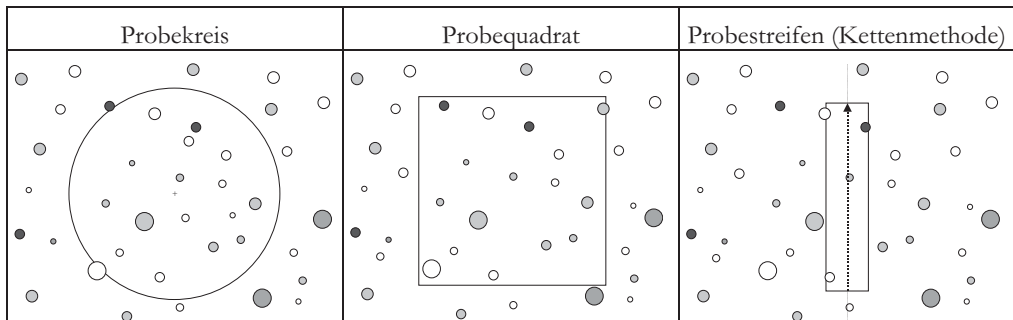


Abb. 2.1-8. Probekreis, Probequadrat und Kettenmethode mit rechteckigem Probestreifen (die Fläche sollte so gewählt werden, dass sich ca. 15 – 20 Bäume innerhalb der Aufnahmeeinheit befinden).

Rechteckige Probeflächen sind besonders geeignet in Beständen mit regelmäßigen Pflanzreihen. Eine spezielle Variante ist die *Kettenmethode*, ein häufig in Plantagenwäldern praktiziertes Aufnahmeverfahren (Gadow u. Bredenkamp, 1990). Die Länge der mit Hilfe einer Kette abgemessenen Probefläche beträgt in der Regel 20 bzw. 40m. Die Seitenbreite wird während der Klupfung ständig kontrolliert. Das Verfahren ist sehr einfach und daher zum Beispiel gut geeignet für sog. *Selbstinventuren* durch Waldbesitzer im Kleinprivatwald.

### Strukturelle Vierergruppe

Die herkömmlichen Inventurverfahren der Forsteinrichtung zielen in der Regel auf die Erfassung der Bestandesdichte und der Holzvorräte. In ungleichaltrigen Mischwäldern sind zusätzliche Kennwerte zur Beschreibung der Raumstruktur von Bedeutung. Die Kenntnis der Raumstruktur ist Grundlage für eine verbesserte Waldzustandsbeschreibung. Für Strukturanalysen in ungleichaltrigen Mischbeständen werden Informationen darüber benötigt, wie die Arten- und Dimensionsanteile räumlich vermischt sind. Ein einfaches Stichprobenverfahren zur Erfassung

der Waldstruktur ist die sogenannte *Strukturelle Vierergruppe* (Füldner, 1995; Abb. 2.1-9). An jedem Gitterpunkt innerhalb der Bestandesfläche wird der nächstgelegene *Bezugsbaum* bestimmt. Für das Konzept der „Strukturellen Vierergruppe“ werden Informationen über die drei nächsten Nachbarn des Bezugsbaumes benötigt.

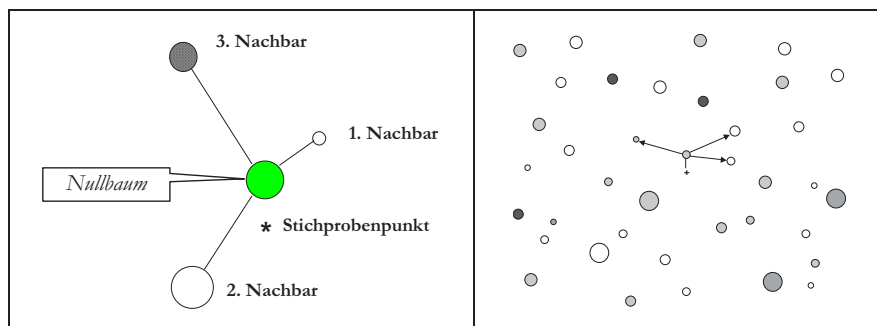


Abbildung 2.1-9. Strukturelle Vierergruppe zur Erfassung der räumlichen Struktur von Waldbeständen. Die Baumarten sind durch unterschiedliche Farbgebung gekennzeichnet.

Wenn die Abstände zu den Nachbarn gemessen werden, kann die Stammzahl und die Grundfläche ohne die Durchführung von Winkelzählproben hergeleitet werden (Kramer, H. u. Akça, A., 1996, S.93ff). Die Erfassung der Abstände ist allerdings aufwändig, und diese Information liefert auch keine genaue Aussage über flächenbezogene Größen, wie z.B. Stammzahl und Grundfläche pro ha. Die Grundflächen- wie auch die Stammzahlschätzung sind insbesondere bei geklumpfter räumlicher Verteilung häufig mit einem erheblichen Fehler behaftet. Daher empfiehlt es sich, das Stammabstandsverfahren mit der Winkelzählprobe zu kombinieren.

In diesem Fall wird an jedem Stichprobenpunkt die Grundfläche mit Hilfe der Winkelzählprobe gemessen. Der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes wird mit dem Stammabstandsverfahren *geschätzt*. Zur Berechnung der Stammzahl pro ha werden beide Größen in Formel 2.1-1 eingesetzt:

$$\hat{N}_{ha} = \frac{40000}{\pi} \cdot \frac{\hat{G}_{ha}}{\hat{d}g^2} \quad 2.1-1$$

wobei

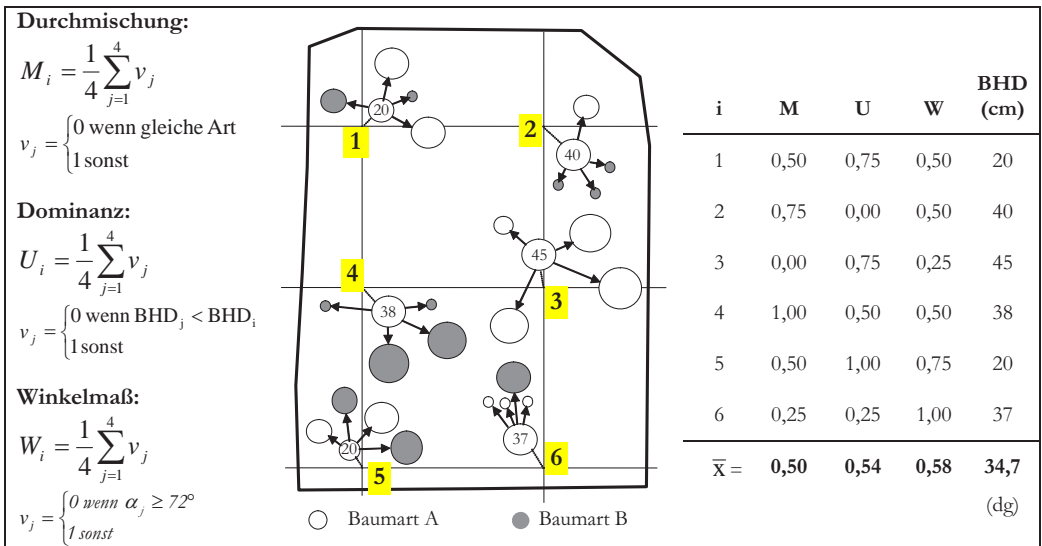
$\hat{G}_{ha}$  erwartungstreuer Grundflächenschätzer der Winkelzählprobe ( $m^2/ha$ )

$\hat{d}g$  Schätzer für den Durchmesser des Grundflächenmittelstammes aus der Kluppliste des Stammabstandsverfahrens (in cm)

$\hat{N}_{ha}$  Stammzahlschätzer des kombinierten Verfahrens (Stammabstand + Winkelzählprobe)

Ursprünglich wurden nur die drei nächsten Nachbarn des Bezugsbaumes (auch bekannt als *Nullbaum*) berücksichtigt. Die zusätzliche Erfassung des vierten Nachbarn im Rahmen der „Strukturellen Vierergruppe“ ermöglicht die Berechnung des Parameters *Winkelmaß*, mit dessen

Hilfe die Individualverteilung charakterisiert werden kann. Auch andere nachbarschaftsbezogene Parameter werden bei vier Nachbarn aussagekräftiger erfasst (Aguirre et al., 2003). Die folgende Darstellung, übernommen von Hui u. Albert (2004), zeigt 6 systematisch erfasste Vierergruppen, für die die drei Strukturparameter *Durchmischung*, *Dominanz* (auch bekannt als „Umgebungsmaß“) und *Winkelmaß* beispielhaft berechnet werden:

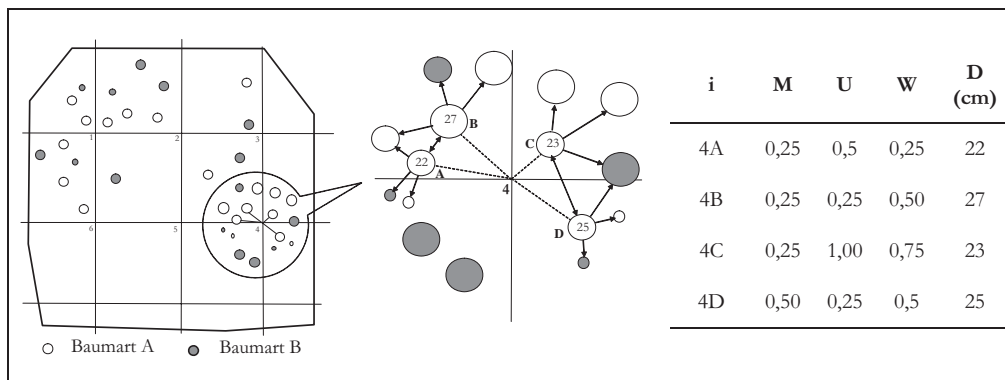


Die *Durchmischung*  $M_i$  ist gleich dem Anteil der artfremden Nachbarn  $j$  des Bezugsbaumes  $i$ . Das *Dominanz*  $U_i$  ergibt sich analog durch den Anteil der Nachbarn, die einen geringeren Brusthöhendurchmesser aufweisen als der Bezugsbaum. Das *Winkelmaß*  $W_i$  basiert auf der Klassifizierung der vom Nullbaum  $i$  ausgehenden Winkel  $\alpha_j$  zwischen den vier Nachbarn (vgl. Gadow et al., 1998). Als Bezugsgröße wird der Standardwinkel  $\alpha_0 = 72^\circ$  definiert, der bei regelmäßiger Verteilung erwartet wird (Hui u. Gadow, 2002).  $W_i$  ist gleich dem Anteil der Winkel  $\alpha_{jk} \leq 72^\circ$  zwischen zwei Nachbarn  $j$  und  $k$ . Die Winkel werden fortlaufend im Uhrzeigersinn gezählt.

Zu den Vorteilen der Methode der *Strukturellen Vierergruppe* gehört die einfache Anwendung im Gelände. Die Koordinaten der Bäume müssen nicht bekannt sein, um die aussagekräftigen Parameter der Raumstruktur zu erfassen.

Für das modifizierte Stichprobenkonzept auf Basis der *Strukturellen Vierergruppe* (VG) haben Hui u. Albert (2004) folgendes Design gewählt: Als Stichprobeneinheit werden die jeweils vier nächsten Bäume zu den Punkten des systematischen Gitternetzes als Nullbäume betrachtet und jeweils ihre vier nächsten Nachbarn zur Herleitung der Inventurgrößen Winkelmaß, Dominanz und Durchmischung herangezogen. Für die Grundflächenschätzung werden die Dimensionen der vier Nullbäume verwendet. Die Abbildung verdeutlicht, dass pro Stichprobenpunkt jeweils

vier Werte für die Schätzung des Durchmessers, des Winkelmaßes, der Durchmischung und der Dominanz aufgenommen werden.



Das Stichprobenverfahren ähnelt damit einer Klumpenstichprobe (Schreuder et al., 1993, S. 50 ff). Bei der herkömmlichen *Strukturellen Vierergruppe* bildet nur ein Nullbaum mit seinen vier Nachbarn eine Stichprobeneinheit, und man erhält pro Stichprobenpunkt nur jeweils einen Wert für die Strukturparameter und vier Durchmesserwerte.

Für eine bessere Einordnung der Ergebnisse der Stichprobensimulationen wurde im Bestand Bovenden 1a eine Zeitstudie der beiden Inventurverfahren durchgeführt. Der durchschnittliche Zeitbedarf pro Gitternetzpunkt betrug für die herkömmliche *Strukturelle Vierergruppe* 4,2 Minuten (ein Nullbaum) und für die Klumpengruppe (KG) 11,1 Minuten (vier Nullbäume).

Der Vergleich der zwei Inventurverfahren ergab für die Strukturerrfassung einen Vorteil der *Klumpengruppe* gegenüber der *Strukturellen Vierergruppe*. Die räumliche Verteilung der Bäume im Bestand, beschrieben durch den Winkelmaßmittelwert  $\bar{W}$ , wird durch *KG* ohne Verzerrung und umso genauer geschätzt, je größer der Stichprobenumfang ist.

Ein Vorteil, der für beide Inventurverfahren bei Aufnahmen im Bestand gleichermaßen zutrifft, ist der Verzicht auf zeitintensive Abstandsmessungen. Punkt-Baum- bzw. Baum-Baumabstände müssen nur dann erhoben werden, wenn Nullbäume bzw. Nachbarbäume nicht zweifelsfrei identifiziert werden können. Die Zeitersparnis ist dabei beträchtlich (Pommerening u. Schmidt, 1998).

### N-Baum-Stichprobe

Die *N-Baum-Stichprobe* wurde erstmals von Prodan (1968) als rationelles Verfahren für die Holzvorratsinventur vorgestellt. Sie beruht auf der Messung von Punkt-Baum-Abständen und zählt somit zu den Abstandsverfahren. Die Stichprobenpunkte werden ebenfalls mit Hilfe eines Gitternetzes systematisch über die Bestandesfläche verteilt (Akça, 1997, S. 41 f.). An jedem Stichprobenpunkt werden die Baumart, der BHD und gegebenenfalls weitere Merkmale der //

nächsten Bäume ermittelt. Die Bezugsfläche ist gleich der (Probe)Kreisfläche, die sich aus dem Abstand vom Stichprobenpunkt zum Stammzentrum des  $n$ -ten Baumes ergibt (Abb. 2.1-10). Es handelt sich also um eine klumpenartige Stichprobe (Lohl 1994, S. 16) mit systematischer Auswahl der Stichprobenpunkte, wobei die Stichprobeneinheiten (Klumpen) aus Probekreisen mit fester Stammzahl (z. B. 4 Bäumen) und flexiblem Radius bestehen. Die Klumpengröße ist mit 4 Bäumen sehr klein gehalten, da praktische Tests ergaben, dass bei mehr als 4 zu erfassenden Bäumen die okulare Bestimmung des  $n$ -ten Baumes sehr schwierig wird, was die Zahl der notwendigen Kontrollmessungen und damit den Arbeitsaufwand deutlich erhöht. Dies gilt vor allem bei lockerer Bestockung (vgl. a. Zöhler, 1980, S. 45).

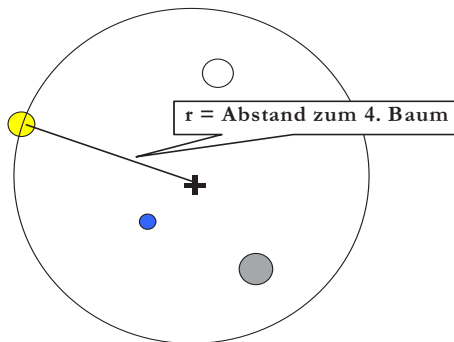


Abbildung 2.1-10. Schematische Darstellung eines Probekreises der Vier-Baum-Stichprobe.

Die Probekreisgröße ist jedoch nicht nur eine Frage der Praktikabilität, sondern beeinflusst auch den Fehler und damit die Effektivität eines Stichprobenverfahrens (Schreuder et al., 1993; Akça u. Sängen-Emden, 1986). Die optimale Klumpengröße wird von Akça (1997, S. 38) für deutsche Verhältnisse mit 15 – 20 Bäumen angegeben, Zöhler (1980, S. 26) hingegen hält 5 - 15 Bäume je Stichprobenpunkt für optimal und empfiehlt, im Zweifelsfall kleine Probeflächen zu bevorzugen, da sie effektiver und leichter zu überschauen sind. Daher erscheint eine kleinere Klumpengröße vertretbar.

Durch den Auswahlmodus der  $n$ -Baum-Stichprobe verkleinert sich die Probekreisfläche mit zunehmender Stammzahl/ha, so dass der Arbeitsaufwand je Stichprobenpunkt der lokalen Bestandesdichte entspricht und damit häufig erheblich geringer ist als bei Verfahren mit festen Probekreisgrößen<sup>3</sup>. Dies hat allerdings den Nebeneffekt, dass die Auswahlwahrscheinlichkeit eines Baumes nicht mehr konstant ist, sondern ebenfalls von der lokalen Bestandesdichte abhängt. Die Auswahlwahrscheinlichkeit gibt die Wahrscheinlichkeit an, mit der ein Baum durch eine Stichprobe erfasst wird und entspricht dem Verhältnis von (variabler) Probefläche und

<sup>3</sup> Kramer u. Akça (1995, S. 102) gehen von einem ca. 40 % geringeren Arbeitsaufwand aus. Das Prinzip der dichteabhängigen Aufnahmeintensität liegt übrigens auch der Methode der konzentrischen Probekreise zugrunde (vgl. z. B. Starke, 1989).

Bestandesfläche (Staupendahl, 2001). Sie ist folglich umso größer, je größer der Probekreis, d. h. je geringer die lokale Dichte ist. In inhomogenen Beständen mit starken Dichteschwankungen müssen daher die erfassten Merkmale eines Baumes umgekehrt proportional zu seiner Auswahlwahrscheinlichkeit gewichtet werden (Hirner, 1978, S. 4 ff.). Aufgrund der oben beschriebenen dichteabhängigen Auswahlwahrscheinlichkeiten existiert ein erwartungstreuer Schätzer der Stammzahl/ha nur für solche Wälder, deren Baumverteilungsmuster der Poisson-Verteilung (Akça, 1997, S. 17) folgt, d. h. deren Bäume zufällig auf der Fläche verteilt sind. Nach Ripley (1981) ist unter dieser Bedingung die Dichte  $N$  eines beliebigen Stichprobenpunktes  $i$

$$\hat{N}_i = \frac{n-1}{a_i} \quad 2.1-2$$

mit  $n$  = Anzahl der pro Stichprobenpunkt erfassten Bäume (4 im Fall der *Vier-Baum-Stichprobe*)  
 $a_i$  = Fläche des  $i$ -ten Probekreises

Die Stammzahl/ha für den Gesamtbestand kann sowohl über das arithmetische als auch über das gewogene Mittel aller  $\hat{N}_i$  berechnet werden. Hirner (1978) und Jonsson et al. (1992) empfehlen jedoch die Anwendung des arithmetischen Mittels, da es auch dann noch unverzerrte Schätzungen liefert, wenn die Bäume nur lokal<sup>4</sup> zufällig verteilt sind. Die Stammzahl/ha eines derartigen „Poisson-Waldes“ kann also erwartungstreu geschätzt werden mit

$$\hat{N} = \frac{1}{k} \cdot \sum_{i=1}^k \hat{N}_i \quad 2.1-3$$

wobei  $k$  = Stichprobenumfang  
 $\hat{N}_i$  = Stammzahl/ha des  $i$ -ten Stichprobenpunktes.

Für einen beliebigen Parameter  $\theta$  ist dieser Fall gegeben, wenn der Erwartungswert<sup>5</sup> des Parameterschätzers  $\hat{\theta}$  gleich dem wahren Wert der Population ist:

$$E(\hat{\theta}) = \theta \quad 2.1-4$$

Der Bias (=Verzerrung) ist entsprechend definiert als Differenz zwischen dem wahren Wert  $\theta$  und dem Erwartungswert des Parameterschätzers:

$$Bias(\hat{\theta}) = E(\hat{\theta}) - \theta \quad 2.1-5$$

Nach Jonsson et al. (1992) ist bei Anwendung des Stammzahlschätzers aus Formel 2.1-3 in Beständen mit geklumpfter Verteilung ein positiver Bias zu erwarten, während bei regelmäßiger Verteilung mit einem negativen Bias gerechnet werden muss. Dabei sinkt der Betrag des Bias mit

<sup>4</sup> Der Begriff „lokal“ meint hierbei den Bereich der  $n$  nächsten Bäume.

<sup>5</sup> Der Mittelwert der Schätzergebnisse für alle möglichen Stichproben  $j$ , mit  $j = 1..n$  und  $n \rightarrow \infty$ .

zunehmender Klumpengröße, d. h. je mehr Bäume pro Stichprobenpunkt erfasst werden, desto geringer ist die Verzerrung (Sloboda, 1976, S. 34):

$$|Bias(\hat{N})| = f(n) \quad 2.1-6$$

Um die n-Baum-Stichprobe auch in Beständen mit regelmäßiger und geklumpter Baumverteilung anwenden zu können, wurde von Staupendahl (2001) ein Verfahren entwickelt, mit dem der zu erwartende Bias der Stammzahlschätzung aus den Daten der Stichprobe geschätzt werden kann (Abb. 2.1-11). Zentrales Element ist hierbei die quantitative Erfassung und Beschreibung des Verteilungsmusters mit Hilfe eines abstandsunabhängigen Aggregationsindex des sog. *Winkelmaßes* (Gadow et al., 1998).

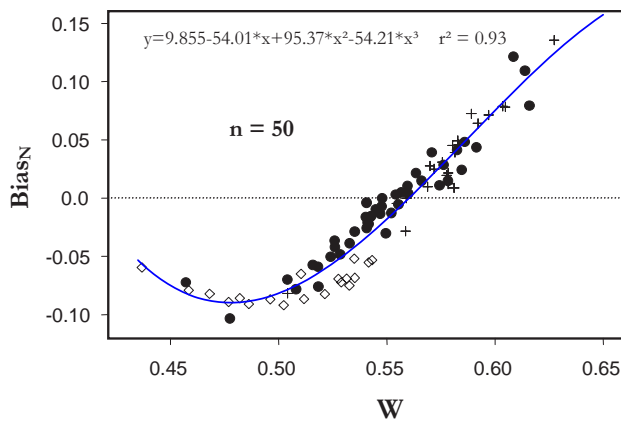


Abbildung 2.1-11. Bias der Stammzahlschätzung (relativ zur wahren Stammzahl) in Abhängigkeit vom Winkelmaß  $W$ . Die Herkunft der Daten wird durch unterschiedliche Symbole verdeutlicht (●: reale Bestände; ◇: generierte Bestände mit regelmäßiger Baumverteilung; +: generierte Bestände mit geklumpter Baumverteilung). Das Winkelmaß eines „Poisson-Waldes“, bei dem im Mittel kein Bias auftritt, beträgt (für  $\alpha_0 = 90^\circ$ ) ungefähr 0,56 (Staupendahl, 2001).

Die Evaluierung des Verfahrens mit unabhängigen Daten hat gezeigt, dass der verbleibende systematische Fehler nach Korrektur des Stammzahlschätzers (Gl. 2.1-2) um den geschätzten Bias maximal 3 % beträgt, was für praktische Verhältnisse ausreichend genau sein dürfte.

Bisher wurden die Aufgaben der mittelfristigen Planung fast ausschließlich mit Hilfe der *Ertragstafeln* gelöst. Ertragstafeln schätzen die Nutzungsmasse und die Entwicklung des verbleibenden Vorrats für Bestände, die nach bestimmten Vorgaben begründet und durchforstet wurden. Diese Durchforstungsvorgaben der Ertragstafel entsprechen der heutigen Realität nur noch bedingt, da die waldbaulichen Konzepte immer stärker auf einen naturnäheren Waldbau ausgerichtet sind und deshalb zunehmend variieren. Darüber hinaus wird das Waldwachstum und die Bestandesentwicklung in den heutigen Simulationsmodellen überwiegend einzelbaumorientiert geschätzt (z.B. Nagel, 1995; Hasenauer et al., 1995; Sterba et al., 1995; Albert, 1997; Pretzsch, 2002). Hierfür sind die Vorgaben der Ertragstafel nicht geeignet.



Die Häufigkeitsverteilung der Durchmesser drückt die Dimensionsstruktur eines Bestandes aus und stellt eine Verbindung zwischen den bestandes- und einzelbaumorientierten Beschreibungen der Waldbestände dar. Die Durchmesserverteilung kann empirisch als Ergebnis der Vollkluppung oder durch Stichprobenverfahren - normalerweise als Durchschnitt einzelner Probeflächen - ermittelt werden. Wenn die empirische Durchmesserverteilung unbekannt ist, wie beispielsweise bei einigen Forsteinrichtungsinventuren, kann sie mit Hilfe parametrischer Verteilungsfunktionen geschätzt werden (z.B. Van Laar u. Akça, 1997, S. 128 ff.; Maltamo et al., 1995). Die Veränderung der Durchmesserverteilung als Folge eines forstlichen Eingriffs kann auch über die Veränderung der Durchmesserverteilung prognostiziert werden (Staupendahl u. Puumalainen, 1998).

Alter, Brusthöhendurchmesser, Baumhöhe, Schaftkurve, Gesamtvolumen, Sortimentvolumen und Wachstum sind wichtige Attribute der einzelnen Bäume. Darüber hinaus können die Baumschäden, die Kronenstruktur, der ökologische Wert oder die Sortimentstruktur der Variablen von Interesse sein. In einer Bestandesinventur werden sie üblicherweise zunächst für einzelne Probebäume ermittelt und danach auf die gekluppten Bäume übertragen, was einer direkten Übertragungsweise gleichkommt (vgl. Puumalainen, 1998a, S. 50 ff.).

Bei einer indirekten Vorgehensweise werden die an Probebäumen gemessenen Variablen, z.B. die Höhe und der obere Stammdurchmesser, zuerst auf die gekluppten Bäume übertragen. Erst danach werden die Endergebnisse, z.B. das Volumen, für alle Bäume abgeleitet und berechnet. Der Nachteil der indirekten Strategie besteht in der möglichen Verzerrung, die durch die Verwendung mehrerer Modellierungsschritte in einer Modellkette erzeugt wird. Außerdem ist das Verhältnis zwischen den generalisierten Variablen nicht immer realistisch (Kilkki, 1989, S. 123 ff.). Wenn z.B. die Höhe und der obere Stammdurchmesser getrennt auf die gekluppten Bäume übertragen werden, kann die Verbindung zwischen beiden bei einzelnen Bäumen unzutreffend sein.

Wenn eine Güteansprache und die Prognose des Verwendungspotentials eines Bestandes zu den vorrangigen Zielen zählen, werden Verfahren eingesetzt, die gleichzeitig Informationen über die Baumform, die Qualitätseigenschaften der Bäume und die industriellen Anforderungen sowie die aktuellen Preise berücksichtigen. Bei der Lösung dieser vielschichtigen Probleme kann von der Verwendung eines Verfahrens ausgegangen werden, dass die Aushaltung der Stämme optimiert bzw. den auszuhaltenden Wert der Stämme maximiert. Die dynamische Programmierung stellt einen möglichen Ansatz dar (Bellmann, 1954; Puumalainen, 1998b). Die optimalen Sortierungsmuster können bezüglich einzelner Stämme, aber auch bezüglich bestimmter Baumkollektive, z.B. der Bäume in einem Bestand oder in einem Gebiet, behandelt werden (Nuutinen, 1997). Bei letzterem handelt es sich um die Erfüllung eines bestimmten Kundenwunsches bzw. um eine nachfrage- und marktorientierte Aushaltungsoptimierung, in der das Problem hierarchisch dargestellt und gelöst werden kann (Pickens et al., 1997). Beispielsweise

kann die untere Ebene der Hierarchie die Aushaltung einzelner Stämme und die obere die geforderte Nachfragestruktur der Kunden beinhalten.

Als Resultat der Berechnung der Einzelbauminformationen ergeben sich Merkmalskombinationen der Probebäume (Puumalainen, 1998). Sie gestalten die Beziehungen zwischen den Probebäumen und den gekluppten Bäumen, im wesentlichen durch eine - für beide Baumkollektive bekannte - Variable. In der Regel ist die verbindende Variable der Brusthöhendurchmesser. Eine Tariffunktion oder ein Modell, dessen Parameterwerte die Informationen über die Variablenbeziehung zusammenfassen, legt die Herleitung und Darstellung der Variablenbeziehungen am Häufigsten dar. Mit Hilfe der Tariffunktion werden die relevanten Variablenbeziehungen für die gekluppten Bäume abgeleitet, was nach Hägglund (1981) als Generalisierung bezeichnet wird. Ist ein zufriedenstellendes Modell der Variablenbeziehungen vorhanden, bereitet die Datenübertragung keine Schwierigkeiten. Die folgende Gleichung ist ein Beispiel für eine Tariffunktion (Cunia, 1964; Korhonen, 1991):

$$\frac{v}{BHD^2} = aBHD^2 + \beta BHD + \gamma \quad 2.1-7$$

wobei  $a, \beta, \gamma$  = Parameter

$v$  = Variable von Interesse, z.B. Baumvolumen

Die Parameterwerte der Tariffunktion werden gewöhnlich mit Hilfe einer Regressionsanalyse geschätzt. Die aufwendige Aufnahme der Probebäume hat jedoch häufig entweder erhebliche Kosten oder einen nicht ausreichenden Probeumfang zur Folge (Pekkonen, 1983, S. 3). Dadurch sind die Informationen über die Entscheidungsvariablen sowie deren Beziehung zum Brusthöhendurchmesser fragmentarisch. Weil diese Variablenbeziehungen im Berechnungssystem auf die gekluppten Bäume übertragen werden, kann der Fehler potenziert und die Zuverlässigkeit der Ergebnisse für die Grundgesamtheit in hohem Maße nachteilig beeinflusst werden. Deswegen kann es vorteilhaft sein, die aktuellen Aufnahmen mit sogenannten Vorinformationen zu ergänzen - vorausgesetzt, dass die Zuverlässigkeit der Ergebnisse dadurch verbessert oder die Kosten bei einer bestimmten Zuverlässigkeit verringert werden können (Kangas, 1991).

Üblicherweise ist die Varianz eines Schätzers, der durch Kombination zweier oder mehrerer Informationsquellen entstanden ist, geringer als die Varianz eines Schätzers, der nur auf einer Informationsquelle beruht (Green u. Strawderman, 1986). Nachteilig kann eine durch die Verwendung externer Datenquellen verursachte Verzerrung sein. Meistens ist jedoch ein Schätzer, der regelmäßig dichter an einem wahren Parameter liegt, einem Schätzer, der bei wiederholten Stichproben in einem weiten Bereich um den wahren Parameter schwankt, vorzuziehen. Falls die mögliche Verzerrung im akzeptablen Bereich schwankt, ist die Nutzung ergänzender Informationsquellen sinnvoll.

Wenn die Schätzung der Parameterwerte einer Tariffunktion auf einer Kombination von Daten - Probebaumdaten und Vorinformationen - beruhen, umfassen die dabei verwendeten Schätzverfahren eine Reihe von Methoden von verschiedenen zusammengesetzten Schätzern und Bayesischer Statistik bis hin zu den angewandten Regressionsschätzern. Ein zusammengesetzter Schätzer (*composite estimator*) gestattet beispielsweise zahlreiche Alternativen für die Gewichtung der Datenquellen. Burk et al. (1981) kombinierten die Ergebnisse eines generellen Volumenmodells mit den aktuellen Probedaten. Der Schätzer beruhte einerseits auf den Probedaten und andererseits auf den mit dem Modell erzeugten Volumenschätzungen (Puumalainen, 1998).

Häufig sind bereits vor einer Inventur Daten über das aufzunehmende Gebiet vorhanden. Solche *Vorinformationen* oder *Hilfsinformationen*, beispielsweise in Form von Satellitenaufnahmen oder Luftbildern, wurden für bestimmte Zwecke erhoben und ausgewertet, jedoch lässt sich eine spätere Wiederverwendung bisher noch selten beobachten. Insbesondere die terrestrischen Vorinformationen wie z.B. Modelle, Statistiken und Daten aus alten Aufnahmen sind häufig ausreichend dokumentiert, um einzelbaumweise Informationen zur Verfügung zu stellen. Optimal wären solche Messdaten über einzelne Bäume, die eine erneute Ableitung der Einzelbauminformationen, z.B. eine erneute Aushaltung nach den aktuellen Prämissen zulassen. Die Existenz „guter“ Vorinformationen - und ihre Überprüfung - ist jedoch die zentrale Voraussetzung für die Verknüpfung der vorhandenen und der aktuellen Daten.

Die ersten Forschungsergebnisse bezüglich der Wiederverwendung terrestrischer Vorinformationen sind ermutigend (Köhl u. Green, 1991; Korhonen, 1995; Uusitalo, 1995, S. 70 ff.). Nach Green u. Strawderman (1985) sind mit Hilfe guter Vorinformationen schon 15 - 33% der ursprünglichen Messungen ausreichend für vergleichbare bzw. bessere Schätzergebnisse. Song (1991, S. 140 ff.) hat Forsteinrichtungsdaten als Vorinformationen für eine Betriebsinventur verwendet. Die Genauigkeit der Schätzung des Holzvorrats und der Holzvorratsänderung wurde dadurch verbessert. Ferner konnten die Regressionskoeffizienten der linearen Beziehung zwischen dem Bestandesvorrat aus der Forsteinrichtung und dem aus der Betriebsinventur um 50-80% genauer geschätzt werden als ohne Vorinformationen.

### **Wertinventuren**

Das Maß der Produktion im schlagweisen Hochwald ist die altersbezogene Volumenleistung. Die Volumenorientierung äußert sich in traditionellen Entscheidungskriterien, wie z.B. der *Umtriebszeit der höchsten Massenleistung* oder im Prinzip der *kritischen Grundflächenhaltung*. Die von der Massenleistung weitgehend unabhängige Wertleistung ist ein zentrales Element der naturnahen Waldbewirtschaftung. Es ist leicht einzusehen, dass die Wertleistung bei bestimmten Baumarten, z.B. bei Eiche, Kiefer, Buche, einen sehr viel höheren Informationsgehalt besitzt als die Massenleistung, denn die Kenntnis der stehenden Sortimentvorräte ist eine sehr viel bessere Grundlage für die ständig anfallenden Nutzungsentscheidungen im Forstbetrieb als die Kenntnis

der undifferenzierten Holzmasse. Die Schwierigkeit besteht darin, Wertvorräte mit möglichst geringem Aufwand, d.h. auf der Basis von Stichprobeninventuren, zu erfassen.

Die Güteansprache stehender Bäume ist eine wichtige, aber auch anspruchsvolle Aufgabe. Das liegt vor allem an der Unsicherheit, die sich daraus ergibt, dass bei vielen Baumarten am stehenden Stamm bestimmte innere Güte Merkmale nicht zu erkennen sind. Die zahlreichen Verfahren können in vier Gruppen unterteilt werden (Wiegard et al., 1997, Wiegard, 1998): die *Erdstück*-Methode, die *Untertängen*-Methode, die *Fixlängen*-Methode und die *Relativlängen*-Methode (Abb. 2.1-12).

Die bekannteste Anwendung der *Erdstück*-Methode ist die von Arnswaldt (1950) großflächig durchgeführte Wertkontrolle im Mecklenburger Forstamt Schlemmin. Im Rahmen von Vollkluppungen reifer Buchenbestände wurde das unterste 6 m-Stammstück (bei der Eiche das unterste 4 m-Stück) nach drei Güteklassen angesprochen. Die Güteklasse wurde jeweils am Stamm markiert, die Bäume gekluppt und das Volumen berechnet. Das Verfahren ist sehr praktikabel und kostengünstig. Allerdings besteht heute die Möglichkeit der methodischen Erweiterung, speziell im Hinblick auf die verbesserte Volumenschätzung der stehenden Erdstücke (Trincado u. Gadow, 1996), sowie der statistischen Schätzung der Güte Merkmale in den nicht angesprochenen oberen Schaftteilen aus den bekannten Güte Merkmalen des Erdstückes.

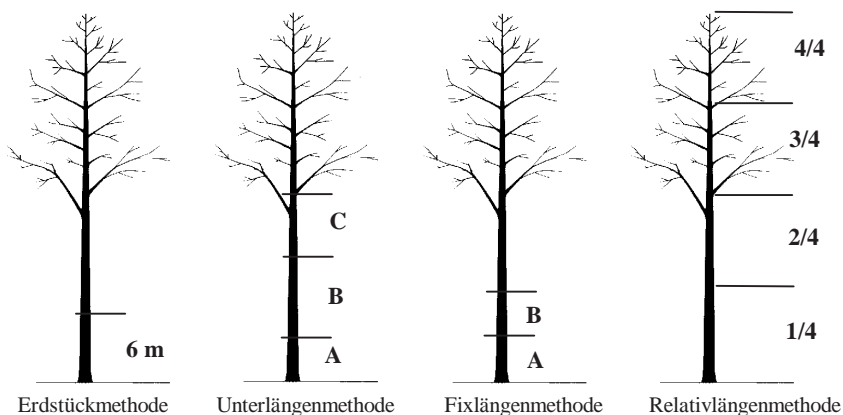


Abbildung 2.1-12. Schematische Darstellung der vier Methoden der Wertansprache (vgl. Bachmann, 1990).

Bei den *Untertängen*-Methode<sup>6</sup> wird der stehende Stamm vom Wurzelanlauf an in Güteklassen eingeteilt. Gemessen werden die entsprechenden Höhen der Stammstücke, der BHD und in einzelnen Fällen zusätzlich der Durchmesser in 7 m Höhe ( $d_7$ ). Auf der Basis dieser Daten

<sup>6</sup> Zu den *Untertängen*-Methoden zählen das Verfahren nach Brabänder (1957), das Verfahren nach Düser (1978) und das Verfahren des Schweizerischen Landesforstinventars (1988).

werden mit Hilfe unterschiedlicher Verfahren die Volumen der Sortimente berechnet. So ist man in der Lage, den Wert der einzelnen Bäume oder den Wert des gesamten Bestandes mehr oder weniger genau zu schätzen.

Die *Fixlängen*-Methode ist ähnlich der *Untertlängen*-Methode konzipiert, jedoch werden hier Schaftabschnitte mit einer festen Länge angesprochen und einer begrenzten Anzahl von Güteklassen zugewiesen. Mikulka (1955) spricht in Buchenbeständen die untersten 5 m-Abschnitte nach der in der Schweiz gebräuchlichen Rundholzsortierung an (Brabänder, 1957, S. 6). Bei dem Verfahren des Schweizerischen Landesforstinventars (1988) werden die beiden untersten 4 m-Abschnitte des Schaftes einer von drei möglichen Güteklassen zugeordnet. Das Schweizerische Landesforstinventar verwendet das Wertanspracheverfahren für Laub- und Nadelholzbäume mit einem Mindest-BHD von 20 cm. Bei den *Relativlängen-Methoden* wird der Baum vom Wurzelansatz bis zur Spitze in Abschnitte gleicher relativer Längen- oder Massenanteile unterteilt. Der Vorteil dieses Verfahrens liegt in der vereinfachten Messung der Relativlängen (s. die Verfahren nach Speidel (1955), Bachmann (1990) sowie das Gartower Verfahren nach Bernstorff et al., 1988).

Bei der Auswahl des Verfahrens sollte berücksichtigt werden, dass die Wertansprache integraler Bestandteil der Stichprobennahme ist. Das Wertanspracheverfahren soll folgende Anforderungen erfüllen:

- es soll in verschiedene Inventurverfahren leicht integrierbar sein,
- der Arbeitsaufwand soll auf die Inventurfragestellung abgestimmt und möglichst gering sein,
- das Aufnahmeverfahren soll leicht verständlich und praxistauglich sein,
- das Verfahren soll speziellen regionalen und standörtlichen Gegebenheiten angepasst werden können.

Die Wertinventur kann ohne Schwierigkeiten mit den Inventurverfahren *Winkelzählprobe* und *Probekreisverfahren* durchgeführt werden. Auf der Basis der Arbeiten von Arnswaldt (1950), Speidel (1955), Düser (1978), Schweiz (1988), Bernstorff et al. (1988) und Bachmann (1990) entwickelte Wiegard (1998) fünf Methoden der Güteansprache für Einzelbäume. Die Verfahren unterscheiden sich in Bezug auf den Umfang und die Intensität, mit der die verschiedenen Güteermerekmale erfasst werden. Die wichtigsten drei Methoden sind in Abb. 2.1-13 dargestellt.

Bei der Auswertung der erfassten Rundholzfehler der einfachen Erdstück-Methode kann bei wertvolleren Beständen das Problem auftreten, dass die Genauigkeit bei der Ausdifferenzierung der abgefragten A- und B-Qualitäten nicht ausreicht. Da die Rundholzfehlermerkmale nicht mit ihrer jeweiligen spezifischen Höhe erfasst werden können, wird bei der Auswertung immer die Summe der Fehler auf 6 m betrachtet. Dies kann dazu führen, dass ein sonst sehr gutes Erdstück einen größeren Fehler, z.B. einen Ast mit einer Stärke von über 7 cm oder einen Schlagschaden in einer Höhe von 5 m aufweist und dadurch das gesamte 6 m lange Stammstück als B- oder sogar nur als C-Qualität ausgeschieden wird.

Hierdurch kann es zu einem negativen oder positiven systematischen Fehler in Bezug auf die jeweiligen auszuwertenden Qualitätsanteile kommen.

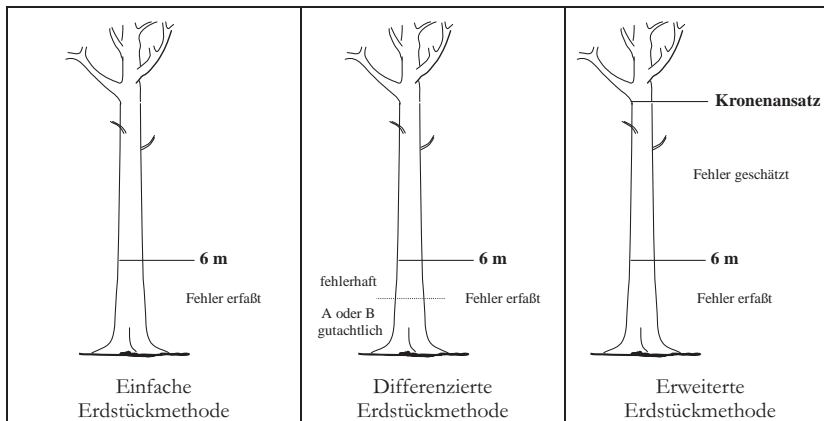


Abbildung 2.1-13. Drei Methoden der Güteansprache nach Wiegand (1998).

Für Wertinventuren, bei denen es in erster Linie nicht darum geht, das Erdstammstück möglichst genau zu erfassen, sondern eher darum, einen höheren Anteil des Stammholzes kostengünstig zu ermitteln, kann die *erweiterte Erdstück*-Methode Anwendung finden. Bei dieser Option wird neben der genauen und möglichst objektiven Erfassung der Rundholzfehler des Erdstückes mit Hilfe eines Kriterienschlüssels das obere Schaftstück qualitativ, zwischen der Höhe in 6 m und dem Kronenansatz, zusätzlich gutachterlich in A-, B-, C- oder D-Qualität erfasst. Es ist hierbei allerdings davon auszugehen, dass in einer Höhe von über 6 m es nur in den seltensten Fällen zu einer Ausweisung von Sortimenten mit A-Qualität kommen wird. Untersuchungen haben gezeigt, dass bei einer Unterteilung des oberen Stammstückes in jeweils zwei gleich lange Hälften, die wieder jeweils für sich gutachterlich in Sortimente mit A-, B- oder C-Qualität angesprochen werden, die Genauigkeit der Informationen mit einem geringen Aufwand weiter gesteigert werden kann.

Für sehr wertvolle Bestände, z.B. für Kiefern- oder Eichen-Furnierholzbestände, Saatgutbestände oder für wissenschaftliche Untersuchungen kann es durchaus sinnvoll sein, eine Ansprachemethode anzuwenden, die sich aus der differenzierten und der einfachen erweiterten Erdstück-Methode zusammensetzt, die *erweiterte differenzierte Erdstück*-Methode mit unterteiltem oberem Stammstück. Bei dieser Methode werden die einzelnen Inventurschritte der beiden Verfahren vollständig durchgeführt. Es werden zuerst alle Rundholzfehler des Erdstückes mit Hilfe des Kriterienschlüssels erfasst. Zusätzlich kann, falls erforderlich, eine Erdstücksektion mit einer Länge von unter 6 m ausgeschieden werden. Dann wird der obere Stammholzteil, zwischen der Höhe in 6 m und dem Kronenansatz gutachterlich in A-, B-, C- und D-Qualität erfasst, wobei, wie bereits erwähnt, das Ausscheiden von Sortimenten mit A-Qualität die absolute

Ausnahme sein wird. Bei der Erstellung des Kriterienkataloges wurden die Forschungsergebnisse von Knigge u. Schulz (1966) in Bezug auf die Entstehung und Morphologie der Rundholzfehler zugrundegelegt.

Ein kombiniertes Verfahren zur Durchführung luftbildgestützter Starkholzinventuren wurde von Kätsch (1998a) entwickelt. Das Verfahren geht von einem mehrphasigen, luftbildgestützten Konzept aus, bei dem im Rahmen einer Voruntersuchung zunächst die Beziehungen zwischen luftbildsichtbaren Kronendurchmessern und den Brusthöhendurchmessern einiger Probestämme mit Hilfe der Regressionsanalyse quantifiziert werden. Die daraus entwickelten Regressionsmodelle werden in der folgenden Phase zur flächendeckenden Kartierung potentieller Starkholzkandidaten auf Luftbildern verwendet. Dazu wird ein gewöhnliches Luftbildauswertegerät eingesetzt.

Die Anwendung der Regressionsmodelle erbringt für die Ausscheidung von Bäumen, die die Zielstärke erreicht haben oder sie im 10-jährigen Planungsablauf vermutlich erreichen werden, einen minimalen Kronendurchmesser. Bäume, die diesen Durchmesser überschreiten, werden erfasst und photogrammetrisch vermessen. In einer vergleichenden Untersuchung in einem Buchen-Edellaubholz-Mischbestand konnte festgestellt werden, dass bei diesem Vorgehen etwa 88% bis 120% der terrestrisch tatsächlich vorhandenen Bäume in der richtigen Durchmesserklasse erfasst werden. Der Fehler von -12% bis + 20% erscheint im Hinblick auf die planerisch mittelfristige Ausrichtung des Verfahrens durchaus akzeptabel. Ein auf die Starkholzinventur aus Luftbildern aufbauendes Starkholzkataster könnte ein zukünftiges Mittel zur sachgerechten und flexiblen Planung des Holzabsatzes werden.

### **Verjüngungsinventuren**

Um den hohen Arbeitsaufwand einer Verjüngungsvollaufnahme zu vermeiden, erscheint es wünschenswert, effektive und kostengünstige Stichprobenverfahren zu verwenden (Straubinger, 1988; Sagl, 1995). Dabei stellt sich zunächst die Frage nach den Zielgrößen. Eine Inventur der natürlichen Verjüngung sollte Informationen über die Verteilung der vorkommenden Baumarten, Dichten, Höhen und evtl. Verbißschäden liefern, denn der aktuelle Verjüngungszustand spiegelt sich in der relativen Häufigkeit von Fehlstellen und Verjüngungsflächen unterschiedlicher Dichte und Höhe wider. Aus diesem Grund entwickelten Gadow u. Meskauskas (1997) ein Aufnahmeverfahren, dessen primäres Ziel darin bestand, *Verteilungen* von Pflanzenhöhen und -dichten zu erfassen. In diesem ersten Ansatz wurde ein Stammabstandsverfahren verwendet, das allerdings den Nachteil aufweist, dass bei geklumpter räumlicher Verteilung des Jungwuchses systematische Schätzfehler der Verjüngungsdichte auftreten können.

Staupendahl et al. (1997) entwickelten daraufhin ein spezielles Probekreisverfahren. Beim Probekreisverfahren ist die Stichprobenfläche bei gegebener Probekreisgröße konstant, somit ist auch die Auswahlwahrscheinlichkeit konstant und entspricht dem Verhältnis von

Probekreisfläche zur Gesamtbestandesfläche. Jeder Baum hat damit, abgesehen von Problemen am Bestandesrand, die gleiche Wahrscheinlichkeit, in die Stichprobe zu gelangen. Zur Erfassung des Zustandes einer Verjüngungsfläche sind folgende Schritte durchzuführen (Staupendahl et al., 1997):

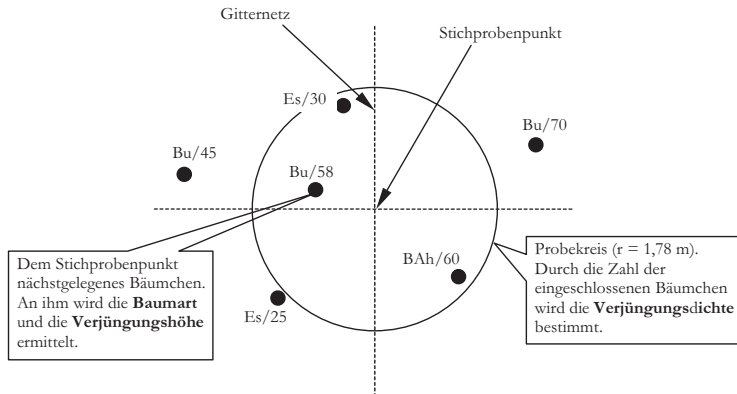


Abbildung 2.1-14. Schema eines Stichprobenpunktes mit Angabe der Baumart und der Pflanzenhöhe in cm. Das Ergebnis ist eine dreidimensionale Matrix und lautet in diesem Fall: "Buche, 3000 Pfl./ha, Höhenstufe 50-99 cm" (Staupendahl et al., 1997).

Die Gleichung 2.1-8 zur Hochrechnung der im Probekreis ermittelten Pflanzenzahlen auf ha-Werte lautet:

$$n_i = \frac{p_i}{a} \quad 2.1-8$$

mit  $n_i$  = Pflanzenzahl pro ha, ermittelt im Probekreis i ( $i=1..k$ )  
 $a$  = Probekreisgröße in ha  
 $p_i$  = Pflanzenzahl im Probekreis i

Eine Pflanze je Probekreis entspricht demnach 1000 Pflanzen pro ha. Der Schätzer für die Pflanzenzahl pro ha im Gesamtbestand ( $\hat{N}$ ) berechnet sich als arithmetisches Mittel aus den ha-Werten aller Probekreise nach Gleichung 2.1-9.

$$\hat{N} = \frac{1}{k} \cdot \sum_{i=1}^k n_i \quad 2.1-9$$

mit  $k$  = Anzahl der Probekreise (Stichprobenpunkte)

Als Hilfsmittel zur räumlichen Abgrenzung der Probekreise und zur Ermittlung der Höhenstufe dient ein 1 m langer Messstock aus Aluminium. An seinem Ende befindet sich ein Dorn, mit dessen Hilfe der Messstock am Probekreismittelpunkt im Boden fixiert wird. An seiner Spitze ist eine Schnur befestigt, mit der die Grenze der Probekreise abgesteckt werden kann.

Die Baumart und Verjüngungshöhe am betreffenden Stichprobenpunkt wird schließlich an der dem Probekreismittelpunkt nächstgelegenen Pflanze bestimmt. Auf dem Messstab sind die Höhenstufen durch eine eingravierte Skala und farbige Markierungen einfach abzulesen, so dass mit seiner Hilfe der Probepunkt schnell und problemlos einer der vier Höhenstufen zugeordnet



werden kann. Geringe Abweichungen innerhalb der groben Hangneigungsstufen werden aufgrund der geforderten Einfachheit des Verfahrens in Kauf genommen und liegen höchstwahrscheinlich im Fehlerrahmen der Probekreisauszählung. Man kann davon ausgehen, dass bei Hangneigungen  $> 40^\circ$  keine Verjüngungsinventur mehr durchgeführt wird. Abbildung 2.1-15 zeigt beispielhaft drei Verjüngungsprobekreise mit unterschiedlichen Pflanzendichten und -höhen.

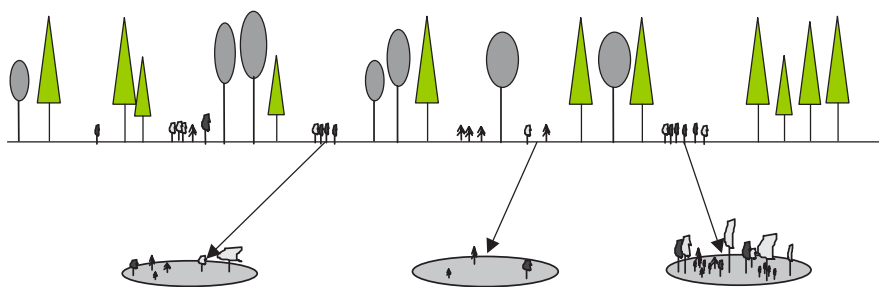


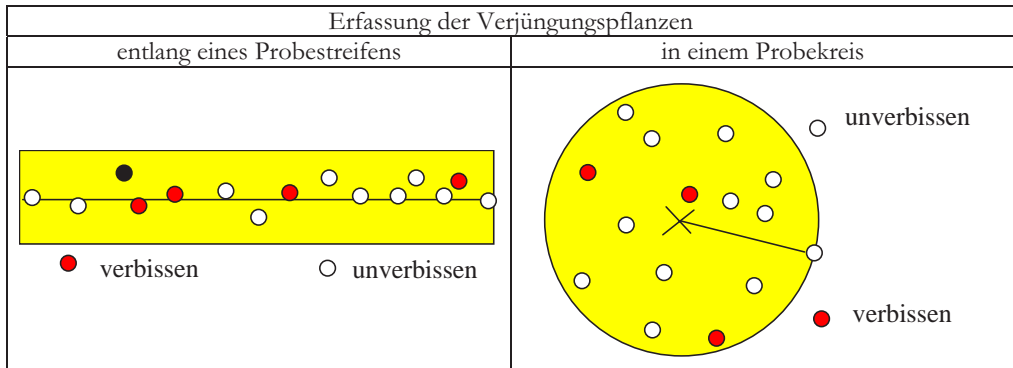
Abbildung 2.1-15. Drei Verjüngungsprobekreise mit 6000, 3000 und 18000 geschätzten Pflanzen pro ha.

Die Flächenanteile einer Zielgröße werden in jedem Fall erwartungstreu geschätzt. Dagegen ist die Schätzung der Stammzahlanteile in Abhängigkeit von der Aggregation der Populationselemente mehr oder weniger verzerrt.

Inzwischen wird die große Bedeutung effektiver Verjüngungs- und Verbissinventuren allgemein erkannt. Zu den neueren methodischen Empfehlungen zählt der Beitrag von Degenhardt (2005), in dem zwei Verfahren vorgestellt werden. Das *Probestreifenverfahren* beruht auf der Erfassung der Verjüngungspflanzen entlang einer Reihe. Dazu wird zunächst der mittlere Reihenabstand bestimmt. Ausgehend von 10 gleichmäßig in den Reihen verteilten Probepunkten werden jeweils in einer vorgegebenen Richtung 15 Verjüngungspflanzen entlang des Probestreifens erfasst und deren Baumart und Verbiss beurteilt. Außerdem wird in jedem Probestreifen der Abstand zwischen der 1. und der 15. Verjüngungspflanze bestimmt. Aus der Probestreifenbreite - dem mittleren Abstand zwischen den (Pflanz-) Reihen - und der Probestreifenlänge - den Abständen zwischen der 1. und 15. Pflanze je Probestreifen - lässt sich die beprobte Gesamtfläche  $A$  ermitteln.

Beim *Probekreisverfahren* werden ebenfalls 10 Probepunkte gleichmäßig auf der Verjüngungsfläche verteilt. Ausgehend von diesen Probepunkten werden die jeweils 15 nächststehenden Verjüngungspflanzen erfasst und deren Verbiss beurteilt. Außerdem wird der Abstand zwischen dem Probekreismitelpunkt und der 15. Verjüngungspflanze bestimmt. Aus dem Abstand zur 15. Pflanze lässt sich auch hier die Gesamtfläche  $A$  der beprobten Einheit ermitteln. Die Schätzwerte für die Pflanzendichte  $\lambda$ , also die Anzahl der Verjüngungspflanzen je Flächeneinheit, und das Verbissprozent  $VB\%$  ergeben sich dann bei beiden Verfahren, für jeweils 10 Stichprobenpunkte mit je 15 Pflanzen pro Stichprobe, aus:

$$\lambda = \frac{150}{A} \quad \text{und} \quad VB\% = \left( \frac{\text{Summe der verbissenen}}{\text{Verjüngungspflanzen}} \right) \cdot 100$$



Gewöhnlich spielt der Zeitaufwand in der Praxis eine nicht unerhebliche Rolle. Bei einem Vergleich der unterschiedlichen Verfahren müssen daher sowohl die Genauigkeit als auch der Aufwand beurteilt werden. Die Schätzgenauigkeit wird auf der Basis von Stichprobensimulationen, der Aufwand mit Hilfe von Zeitstudien ermittelt.

Die nachhaltige Waldentwicklung ist abhängig vom Potential zur Selbsterneuerung. Das Rekrutierungspotential des Systems ist ein wichtiger Faktor in *Naturwäldern*, die regelmäßig durch Waldbrände zerstört werden. Um dieses Potential zu beurteilen, hat Kirchhoff (2003) die natürliche Verjüngung an drei unterschiedlichen Standorten in Naturwäldern der Nordmongolei erfasst. Abbildung 2.1-16 vermittelt einen Eindruck von der Topografie und der dazugehörigen typischen Waldbestockung an drei beispielhaften Standorten. Die entsprechenden Verteilungen der Verjüngungsdichtestufen für die einzelnen Baumarten sind in drei gestapelten Dichteklassen dargestellt<sup>7</sup>. Aufgrund der Ergebnisse dieser Verjüngungsinventur folgerte Kirchhoff (2003), dass die Waldverjüngung in den drei untersuchten, durch regelmäßige Brände beeinflussten Waldtypen, nicht gefährdet ist.

### Waldbiotopkartierungen

Ein Ziel der Waldbiotopkartierung ist die Integration des Naturschutzes in die Waldnutzung (Plachter, 1989; Volk, 1992; Hanstein, 1992). Speziell sollen zwei Ziele erreicht werden:

- a) Gewinnung eines flächenhaften Überblicks über die im Wald vorhandenen naturnahen Ökosysteme,

<sup>7</sup> 1000-5000 Pfl./ha; 5000-10000 Pfl./ha; 10000-50000 Pfl./ha.

- b) Erfassung von Ersatzgesellschaften und waldfreien Biotopen wie Fließ- und Stillgewässer, Moore und Binnendünen.

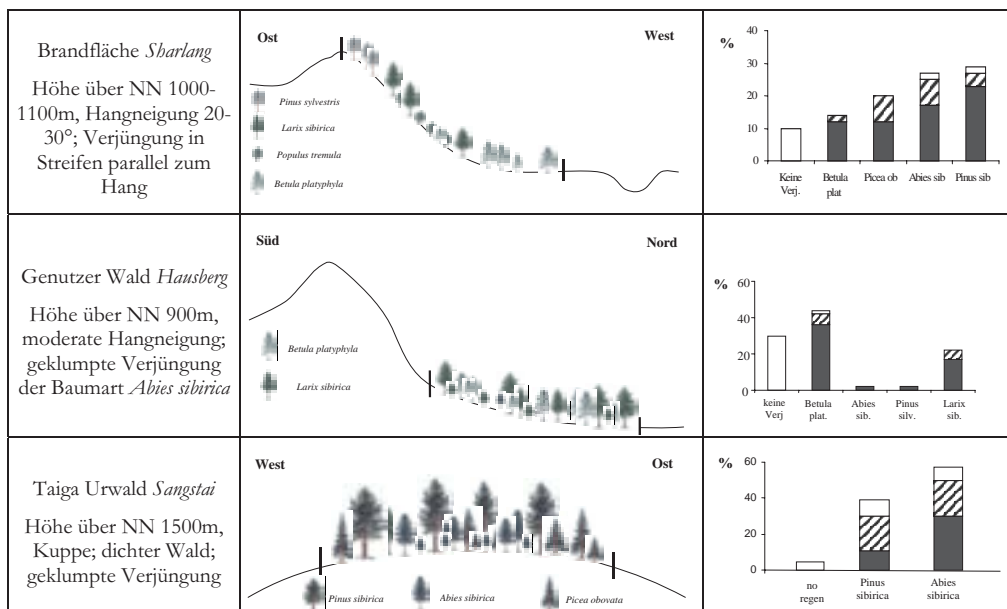


Abbildung 2.1-16. Drei Beispiele bestimmter Waldtypen in der Nordmongolei mit dazugehöriger natürlicher Verjüngung (Kirchboff, 2003).

Waldbiotopkartierung (WBK) ist in Niedersachsen ein Bestandteil der Forsteinrichtung (Ripken, 1994). Seit 1975 werden Kartierungen schutzwürdiger Biotope in der BRD durchgeführt und ausgewertet (SRU, 1987). Der Begriff WBK bezieht sich auf die Erfassung und Beschreibung von Tier-, Pflanzen- und Biotoparten im Wald (Volk, 1988; Sukopp et al., 1979; Waldenspuhl, 1990). Man unterscheidet zwischen der selektiven und der flächendeckenden WBK.

Die **selektive WBK** befasst sich mit einem bestimmten Themenbereich, der unter einer speziellen Fragestellung untersucht wird. Als Beispiel unter dem Thema *Artenschutz* könnte zum Beispiel die spezielle Frage nach dem Schwarzspecht - Vorkommen untersucht werden, im Themenbereich *Biotopschutz* die Frage nach den Feuchtgebieten innerhalb eines Reviers. Die selektive WBK erfasst seltene und schutzwürdige Bereiche in Anlehnung an den § 20c des Bundesnaturschutzgesetzes (Volk, 1990; Hanstein, 1992). Bei der **flächendeckenden WBK** werden naturschutzfachliche Gegebenheiten auf ganzer Fläche erfasst. Analog zur Bestandesinventur sind die Aufnahmeeinheiten bei der flächendeckenden WBK die Unterabteilungen oder Teilflächen. Die Gesamtbeurteilung orientiert sich an den Kriterien *Naturnähe*, *Seltenheit* und *Vielfalt*.

Die *Naturnähe* ergibt sich aus dem Vergleich der aus der Standortkartierung abgeleiteten natürlichen mit der tatsächlich vorgefundenen Baumartenzusammensetzung. Kriterien zur Bestimmung der Naturnähe sind nach Höfle (1992) u.a.:

- Zustand des Bodens (Humusform, keine Verdichtung)
- Standortgerechtigkeit der vorkommenden Baumarten
- biologisch-chemischer Zustand der Gewässer
- Wildbestand, Schäl- bzw. Verbissschäden

Die Natur-„Nähe“ lässt sich nur dann objektiv bestimmen, wenn ein „natürlicher“ Referenzzustand eindeutig definiert ist. Natürliche Systeme sind aber nicht statisch, sie verändern sich ständig. Ein einzigartiger Naturzustand ist eine Illusion und daher ist eine eindeutige Bestimmung der Naturnähe nicht möglich.

Das Kriterium *Seltenheit* orientiert sich am Vorkommen seltener Arten, seltener Waldtypen (Plenterwald), historischer Nutzungen (Mittelwald, Eichenschneitelwirtschaft) oder seltener Objekte (Burgess et al., 1997)<sup>8</sup>. Neben den Kriterien Naturnähe und Seltenheit wird bei der Waldbiotopkartierung auch die *Vielfalt* beurteilt. Dabei spielt die Waldrandgestaltung eine besonders wichtige Rolle, auch werden die vertikale und die horizontale Schichtung und Differenzierung angesprochen. Daher können räumliche Strukturparameter, die eine objektive Einschätzung der Vielfalt ermöglichen, in Zukunft ein notwendiger Bestandteil der Waldbiotopkartierung werden. Dies spricht u.a. auch für die stärkere Einbindung der Waldbiotopkartierung in die Forsteinrichtung, wo neue Verfahren zur Beschreibung der Raumstruktur und Vielfalt eingesetzt werden. Die Forsteinrichtungsinventuren können gleichzeitig auch Biotopdaten erfassen. Als Koordinationsvorteil ist zu nennen, dass die Forsteinrichtungs-Planung zugleich auch Pflege und Entwicklungsplanung für den Wald sein kann. Gegen eine zu starke Einbindung der Waldbiotopkartierung in die Forsteinrichtung spricht die Tatsache, dass bei der Waldbiotopkartierung umfangreiche Spezialkenntnisse gefragt sind, die ein gesondertes Vorgehen erfordern.

### 2.13 Eingriffsinventuren

Die klassische Forsteinrichtung erhebt Inventurdaten in regelmäßigem Turnus. Gewöhnlich erfolgt eine Zustandserfassung der gesamten Waldfläche im 10-Jahres Rythmus. Zu diesen periodischen Waldinventuren gehören der *Waldbegang der Forsteinrichtung* und die *Betriebsinventur* in Form der *Kontrollstichprobe*. Ein Vorteil der periodischen Inventur ist die vereinfachte Planbarkeit der Aufnahmearbeiten.

---

<sup>8</sup> Burgess, K., Cherry, K., Cleary, J. u. Papworth, M., 1997: Development and evaluation of sustainable silvicultural systems for multi-purpose management of mountain ash forests. CFTT, Dept. Nat. Res. & Environm., Victoria, Australia; VSP Techn. Report No 29.

*Eingriffsinventuren* sind Bedarfsinventuren. Sie finden nicht in regelmäßigen Zeitabständen statt, sondern je nach Bedarf. Außerdem sind sie zur Erfüllung eines bestimmten Informationsbedarfs flexibel gestaltet (Gadow u. Schmidt, 1998). Eingriffsinventuren erfolgen dort, wo genaue Informationen am Notwendigsten gebraucht werden. Daher ist man durch Eingriffsinventuren in der Lage, den realen Informationsbedarf der Betriebsführung zu decken. I. d. R. bedeutet dies die Erhebung von Daten vor einem Eingriff, aber nach dem Auszeichnen der zu entnehmenden Bäume, um den ausscheidenden und den verbleibenden Bestand gleichzeitig zu erfassen (Abb. 2.1-17). Die zu ermittelnden Variablen sind jedoch nicht festgelegt; je nach Bedarf werden umwelt-, nutzungs- oder strukturbedingte Parameter erfasst. Da hierbei auch die zur Entnahme markierten Bäume ermittelt werden, kann nicht nur der aktuelle Waldzustand, sondern auch die eingriffsbedingte Zustandsveränderung beurteilt werden. Eingriffsinventuren auf Bestandesebene liefern also neben der Beschreibung des Ist-Zustandes auch Informationen über den verbleibenden und den ausscheidenden Bestand. Somit ermöglichen sie, ohne Mehraufwand, eine detaillierte Analyse forstlicher Maßnahmen. Durch die Verfügbarkeit von Informationen über die in naher Zukunft ausscheidenden Bäume kann die Absatzplanung erheblich verbessert werden (Gadow u. Schmidt, 1998).

Nach Staupendahl (2002) werden waldbauliche Maßnahmen auf der Ebene des Einzelbestandes geplant und durchgeführt. Folglich sind nur räumlich definierte Informationen zur Optimierung dieser Maßnahmen geeignet. Zudem muss die Örtlichkeit der Sortimentvorräte bekannt sein, damit man flexibel auf Anforderungen des Holzmarktes reagieren kann. Daher sollten nach Tzschupke (1991), Sagl (1995) und Bitter u. Merrem (1998) auch künftig bestandesbezogene Inventuren die erforderlichen Informationen für die mittelfristige Planung liefern. Dies gilt um so mehr, als auch alle Schutz- und Erholungsleistungen des Waldes, die neben der Holzproduktion erbracht werden, primär über die jeweilige Fläche wirksam werden.



Abbildung 2.1-17. Die meisten Waldinventuren erfassen den Gesamtbestand, der sich eingriffsbedingt ständig verändert (links). Manche Waldinventuren finden nur nach dem Eingriff statt (rechts). Eine Eingriffsinventur erfasst nicht nur den aktuellen Waldzustand, sondern auch die eingriffsbedingte Zustandsveränderung.

Eine Bestandesinventur ermöglicht eine flexible Ausrichtung des Inventuraufwandes am Informationsbedarf und damit eine Optimierung des Kosten-Leistungs-Verhältnisses der

Inventur. So kann durch eine Extensivierung der Datenerhebung in jungen und strukturarmen Beständen die Kostensteigerung durch eine intensivierete Informationsgewinnung in wertvollen Beständen kompensiert werden (Abb. 2.1-18).

Für Bestände mit Flächengrößen unter 5 ha empfiehlt Staupendahl (2002) eine Stratenbildung, d.h. eine Zusammenfassung mit anderen Beständen ähnlicher Struktur zu Einheiten mit mindestens 5 ha Fläche. Wo solch eine Zusammenfassung nicht möglich ist, sind okulare Schätzungen ausreichend.

Um eine aussagekräftige Analyse der eingriffsbedingten Bestandesveränderung zu ermöglichen, sind Eingriffsinventuren grundsätzlich auf Stichprobenbasis durchzuführen. Werden *Eingriffsinventuren* durchgeführt, verändern sich die Zustandsgrößen des verbleibenden Bestandes bis zum nächsten Eingriff nur durch das natürliche Wachstum der Bäume, also durch Prozesse, die man inzwischen selbst für ungleichaltrige Mischbestände ziemlich gut vorhersagen kann. Die mit Unsicherheiten behaftete Prognose der Durchforstungen entfällt, so dass eine verlässlichere Prognose der Bestandesentwicklung möglich ist.

Die Ergebnisse aus einzelnen Bestandesinventuren können unter Berücksichtigung unterschiedlicher Merkmale zu räumlich definierten, hierarchisch geordneten Einheiten aggregiert werden (Forstbetriebsbezirke, Standortstypengruppen, Betriebszieltypen, Wuchsgebiete, etc.). Der umgekehrte Weg, Punktschätzungen aus Straten zu regionalisieren, d. h. auf Einzelbestände zu übertragen, ist dagegen sehr viel komplizierter und mit Unsicherheiten behaftet (vgl. z. B. Güssefeldt, 1997; Nieschulze, 2004).

Eine Waldinventur kann als Optimierungsproblem aufgefasst werden. Das Potential der Inventur soll hinsichtlich bestimmter Zielsetzungen und hinsichtlich der Zuverlässigkeit der Ergebnisse unter der Nebenbedingung der zur Verfügung stehenden, begrenzten Mittel optimal umgesetzt werden (Stahl, 1994, S. 5). Weiterhin setzt eine Erfüllung der Effizienzansprüche angemessene und relevante Informationen zur richtigen Zeit voraus (vgl. Becker, 1996; Häberle, 1996). Der Zwang zur Kostensenkung bei der Informationsgewinnung und damit zur Verbesserung der Planungseffizienz wird bleiben bzw. sogar zunehmen. Bei der Planung und Durchführung der Waldinventuren müssen sowohl das Interesse an angemessenen Informationen als auch die Kosten berücksichtigt werden. Deshalb ist zu erwarten, dass die Bedeutung der Eingriffsinventuren zunehmen wird.

Waldinventuren werden häufig in mehreren Phasen durchgeführt, um die Anzahl der erforderlichen Messungen möglichst gering zu halten. Besonders beliebt sind zweiphasige terrestrische Inventurverfahren. Die Zweiphasigkeit bezieht sich auf die Aufnahme einer großen Anzahl von *gekluppten Bäumen* mit einfachen Variablen wie BHD und Baumart und relativ wenigen genau gemessenen *Probabäumen*.

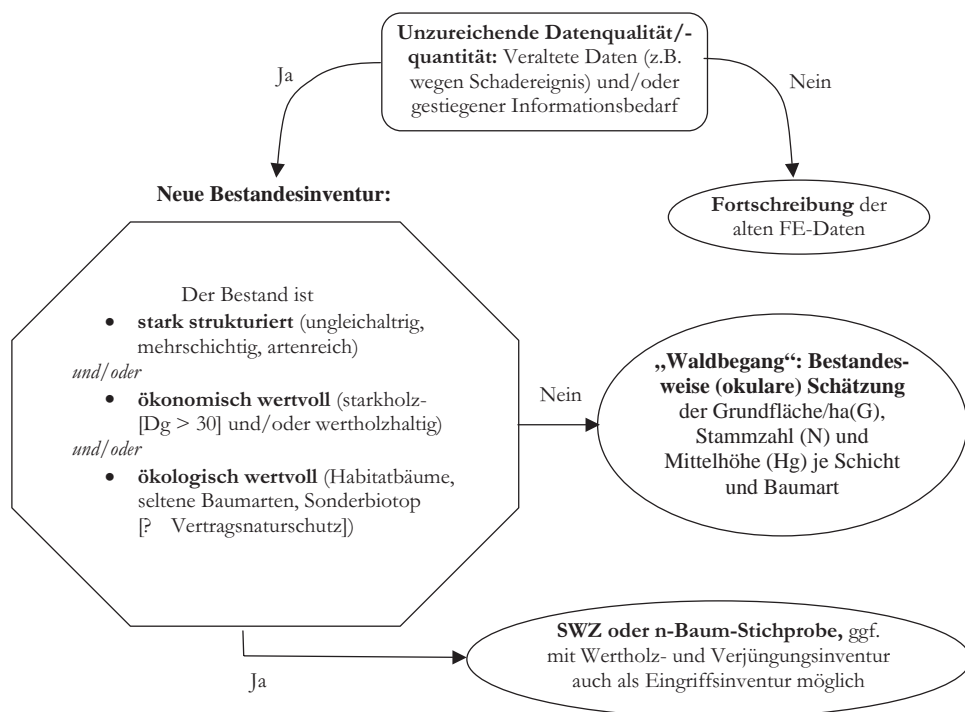


Abbildung 2.1-18. Entscheidungsregeln zur Methodik der Zustandserfassung im Rahmen der Forsteinrichtung (nach Staupendabl, 2002).

Die Anzahl der Probestämme hängt ab von der gewünschten Genauigkeit der Ergebnisse, der Homogenität der Grundgesamtheit und von der Genauigkeit und Effizienz der verwendeten Modelle und der Methode, mit der Probestaumdaten genutzt werden (Korhonen, 1991). Von besonderer Bedeutung ist die Ergebnisberechnung einer Inventur (Puumalainen et al., 1998).

### 2.14 Zusammenfassung

In den Waldbaurichtlinien der Länder der Bundesrepublik Deutschland kommt die Zielsetzung zum Ausdruck, dass der Anteil ungleichaltriger und strukturreicher Mischbestände an der Gesamtwaldfläche erhöht werden soll. Dieser Trend wird seit 1992 auch durch die verschiedenen Folgeprozesse der UNCED-Konferenz in Rio gefördert. Der auf Ertragstafelschätzungen basierende und für gleichaltrige Reinbestände entwickelte „Waldbegang“ der Forsteinrichtung ist bereits heute in vielen Wäldern nicht mehr sinnvoll anwendbar, so dass in den Bereichen Inventur und Wachstumsprognose die Entwicklung neuer Verfahren gefragt ist. Das Ziel dieser Entwicklungen besteht darin, die Genauigkeit der Erfassung des Ist-Zustandes und der Prognose der Waldveränderung bei vertretbarem Aufwand zu erhöhen.

Als Beispiele für Betriebsinventuren sind die Verfahren der Landesforstverwaltungen Niedersachsen (Böckmann et al., 1998), Bayern (Fuchs u. Kennel, 1994) und Baden-Württemberg (Hinrichs et al., 1993) zu nennen. Sie ermöglichen die Erfassung von metrischen Bestandesparametern für sogenannte Befundeinheiten bzw. Straten. Fehlerschätzungen sind durch die Konzeption als permanente Stichproben sowohl für statische Zielgrößen als auch für Zuwachswerte möglich. Auf der Basis der erhobenen Inventurdaten können abgeleitete Informationen wie Einzelbaumvolumina, Sortimentsschätzungen und bestimmte Strukturmaße berechnet werden. Im Gegensatz zur Betriebsinventur ermöglichen Stichprobeninventuren auf Bestandesebene die Berechnung dieser abgeleiteten Informationen für lagemäßig definierte Buchungseinheiten (Gadow u. Stüber, 1994).

Für die Schätzung von Bestandesinformationen sind verschiedene Inventurverfahren entwickelt worden, die allerdings zum Teil gravierende Nachteile aufweisen. Das Stammabstandsverfahren nach Köhler (1951) ergibt in vielen Bestandesstrukturen verzerrte Schätzungen der Stammzahl, und die Messung der Baum-Baum-Abstände ist zeitaufwendig. Die gekluppte Winkelzählprobe verursacht durch die bevorzugte Auswahl starker Bäume einen Bias bei der Schätzung der Durchmesserverteilung (Zöhler, 1980, S. 22; Bitterlich, 1984; Schreuder et al. 1993, S. 117 ff.). Zudem kann die Raumstruktur eines Bestandes nur sehr eingeschränkt erfasst werden, da das Verfahren keine Informationen über Nachbarschaftsbeziehungen liefert. Das Probekreisverfahren mit festem Probekreisradius erlaubt verzerrungsfreie Schätzungen aller Standardzielgrößen und Strukturparameter unabhängig von der Bestandesstruktur (Kramer u. Akça, 1995). Allerdings ist es sehr aufwendig und daher auf Bestandesebene kaum zu vertreten.

Die Kombination des modifizierten Stammabstandsverfahrens (Fuldner, 1995) mit der Winkelzählprobe, von Pommerening u. Schmidt (1998) als SWZ-Verfahren bezeichnet, ist einfacher und schneller durchzuführen als die bisher genannten Verfahren. Untersuchungen haben gezeigt, dass die meisten Zielgrößen für die Mehrzahl von Bestandesstrukturen damit genauer geschätzt werden als mit dem Stammabstandsverfahren bzw. der gekluppten Winkelzählprobe (Pommerening, 1997). Da jedoch auch beim SWZ-Verfahren ein Bias der Stammzahlschätzung auftreten kann, entwickelte Staupendahl (2002) als alternatives Verfahren die auf Punkt-Baum-Abständen beruhende N-Baum-Stichprobe weiter. Die N-Baum-Stichprobe ist als einfach anzuwendendes und kostengünstiges Inventurverfahren bekannt, das - im Gegensatz zu Inventuren mit festen bzw. konzentrischen Probekreisen (z. B. Starke, 1989) - nicht den Spezialisten, sondern „nur“ den eingewöhnten Mitarbeiter der Forsteinrichtung erfordert (Hirner, 1978, S. 2). Es erscheint daher für die Anwendung im Rahmen von Bestandesinventuren besonders geeignet, zumal sich der Bias der Stammzahlschätzung (Sloboda, 1976, S. 34; Jonsson et al., 1992) mit Hilfe des *Winkelmaßes* (Gadow et. al., 1998) schätzen und korrigieren lässt (Staupendahl, 2000).



Im Zusammenhang mit den waldbaulichen Zielen der Bundesländer hat die natürliche Waldverjüngung eine besondere Bedeutung erlangt. Man erhofft sich von ihr u. a. eine Verbesserung des Bestandesaufbaus durch natürliche Differenzierungsprozesse, eine Erhaltung der genetischen Vielfalt und nicht zuletzt Einsparungen bei den Kosten für die Bestandesbegründung (z. B. Rinsdorf, 1988; Schütz, 1990; Commarmot, 1992). Im Vergleich mit Pflanzungen weisen Naturverjüngungen eine deutlich höhere Heterogenität auf, wodurch die einfache okulare Erfassung des Verjüngungszustandes sehr erschwert wird. Diese Heterogenität ist um so ausgeprägter, je kleinflächiger die Verjüngung eingeleitet wird und je länger die Verjüngungszeiträume gewählt werden (Röhrig u. Gussone, 1990). Statistisch gesicherte und aussagekräftige Informationen über den aktuellen Verjüngungszustand eines Bestandes oder Forstbetriebes werden also an Bedeutung zunehmen<sup>9</sup>.

Daher erscheint es sinnvoll, die Erfassung der Verjüngung in die Bestandesinventur zu integrieren. Dies ist vor allem deshalb naheliegend, weil bei Inventuren ein großer Anteil der Arbeitszeit auf das Aufsuchen der Stichprobenpunkte entfällt, so dass an jedem Erhebungspunkt möglichst vielschichtige Informationen über den Bestand erhoben werden sollten. Im Sinne des Baukastenprinzips können hierbei je nach Informationsbedarf und Bestandesstruktur unterschiedliche Informationsebenen berücksichtigt werden.

Eine wichtige Aufgabe der Forsteinrichtung besteht darin, angemessene Verfahren für die Zustandserfassung in Wäldern mit unterschiedlichen Nutzungsformen zu entwickeln. Für die Forsteinrichtungs-Forschung ergeben sich dabei bedeutende Herausforderungen:

- a) *Veränderung der in einer Inventur zu ermittelnden Variablen.* Es werden in Zukunft zunehmend Variablen erfasst, die die Waldstruktur, die Biodiversität und die stehenden Sortimentvorräte beschreiben. Die Berechnung des Gesamtvolumens oder die Ermittlung einer Durchmesserverteilung ist nicht mehr als ausreichendes Ergebnis der Forsteinrichtung anzusehen. Die Forschung ist gefordert, relevante Strukturbeschreibungen zu entwickeln - wie z.B. Variablen der Raumstruktur. Diese Forderung bedingt, dass die Inventurmethode für die Ermittlung „neuer“ aussagefähiger Variablen entsprechend weiterentwickelt werden müssen.
- b) Die Forschung muß einen Beitrag zu den Definitionen relevanter *Kriterien und Indikatoren der Biodiversität* leisten. Die Forsteinrichtung wird im Besonderen herausgefordert sein, solche Variablen in Zukunft zu erfassen. Forstpolitische Veränderungen müssen rechtzeitig erkannt werden, um dann, wenn es notwendig wird, in der Lage zu sein - in Zusammenarbeit mit anderen Disziplinen - wirksame neue Verfahren der Zustandserfassung zur Verfügung stellen zu können.

Flexibilität und Relevanz der Walderfassung werden sowohl von dem Inventurverfahren als auch von der Ergebnisberechnung vorausgesetzt. Die Möglichkeiten, komplizierte Bestandesstrukturen zu beschreiben und gleichzeitig die Vorgaben der industriellen

---

<sup>9</sup> Einen guten Überblick über die existierenden Verfahren der Verjüngungsinventur geben Struck (1995) und Staupendahl (1997).

Holzsortimentierung zu berücksichtigen, sind bereits vorhanden. Die Verwendung von Vorinformationsdaten bietet ein großes Potential zur Verbesserung der Inventuren der Forsteinrichtung. Die Anzahl und Genauigkeit der beobachteten Variablen kann unterschiedlich sein, was flexible Ansätze erforderlich macht.

Sowohl für den Verkäufer als auch für den Käufer von Produkten aus einem Waldbestand können Vorteile aus den Ergebnissen einer Eingriffsinventur abgeleitet werden. Der Verkäufer kann den Erlös im Hinblick auf die verschiedenen Sortimentsanforderungen und -preise potentieller Käufer analysieren und denjenigen Käufer erkennen, dessen unmittelbarer Bedarf den maximalen Erlös gemäß der Bestandeseigenschaften verspricht. In ähnlicher Weise kann der Käufer mehrere Bestände vergleichen und diejenigen Bestände auswählen, deren Qualitäts-Preis-Verhältnis am günstigsten gemäß einer möglichen Weiterverarbeitung ist. Für den Käufer lohnt es sich nicht, für zusätzliche Qualität zu bezahlen, die keinen weiteren Gewinn in der Weiterverarbeitung ermöglicht. Obwohl die detaillierte Gestaltung einer Qualitätsansprache nicht immer festgelegt werden kann, werden gemessene Daten über die Qualitätsmerkmale benötigt, um zuverlässige Angaben über den Wert bzw. die Sortimentsstruktur zu erhalten.

Der Wald ist ein nachwachsendes Rohstoffreservoir für die Holz- und Zellstoffindustrie, die das Potential besitzt, Wertschöpfung und Arbeitsplätze zu schaffen; gleichzeitig stellt der Wald eine Natur- und Kulturlandschaft dar, deren Vielfalt nachhaltig genutzt bzw. geschützt wird. Trotz dieser hohen Wertschätzung ist es nicht einleuchtend, wenn in regelmäßigen Zeitabständen große Datenmengen gesammelt werden, ohne dass diese Daten genutzt werden. Aus dem ständigen Zwang zur Kostensenkung lassen sich die nachstehenden Konsequenzen für die Zustandserfassung der Forsteinrichtung ableiten:

### **Die Informationserzeugung wird zunehmend flexibler werden müssen**

Als eine mögliche Antwort auf den erhöhten Bedarf an flexibler Informationsgewinnung wurde das Konzept der „Eingriffsinventur“ entwickelt (Gadow u. Stüber, 1994). Damit sollen unnötig komplizierte Aufnahmeverfahren und die Nachteile einer periodischen Waldinventur mit festen Zeitintervallen zwischen aufeinander folgenden Inventuren vermieden werden. Die Möglichkeit, eingriffsbedingte Waldveränderungen prognostizieren zu können, bildet die Grundlage für die Nutzungsplanung. Um diese zentrale Funktion der Ertragstafeln auch für komplizierte Waldstrukturen erfüllen zu können, müssen Daten aus Eingriffsinventuren zur Verfügung stehen. Da die Inventur nach dem Auszeichnen, aber vor dem eigentlichen Eingriff erfolgt, kann die Information über den ausscheidenden Bestand für eine Optimierung der Absatzplanung verwendet werden. Im Voraus erhobene Daten über anfallende Nutzungen sind sowohl für die Käufer als auch für den Verkäufer von großem Wert.

**Verbesserte Nutzung unterschiedlicher Datenquellen in der Waldinventur**

Neue Möglichkeiten der *Kombination von terrestrischen und fernerkundlichen Inventurverfahren* sowie die *gleichzeitige Verwendung* mehrerer Datenquellen müssen untersucht werden. Dies kann zu einer effizienteren Nutzung aller zur Verfügung stehenden Datenquellen - und damit zur Kostensenkung - beitragen. Ein Schwergewicht liegt auf der gezielten Verwendung bereits vorhandener Vorinformationen mit Hilfe einer sog. *Mischmodellierung* (Puumalainen, 1998).

**Marktorientierung der Informationserzeugung**

Der Zwang zur Kostensenkung wird durch eine zunehmende *Marktorientierung der Informationserzeugung* ergänzt. Neue *Just-In-Time* Produktionssysteme und kurze Lagerungszeiten setzen genaue Informationen über die stehenden Vorräte voraus. Hierzu kann die Forsteinrichtungsforschung durch die Entwicklung kostengünstiger Wertinventuren (Wiegard et al., 1997) und den dazugehörigen theoretischen Sortierungsverfahren einen Beitrag leisten. Die Prognose anfallender Nutzungen bildet ein zentrales Element dieser Forschung (Albert, 1997; Staupendahl u. Puumalainen, 1997; Daume et al., 1998).

## 2.2 Waldzustandsanalyse

Auf der Basis von Daten einer Zustandserfassung liefert die Waldzustandsanalyse Informationen über die Eigenschaften von Einzelbäumen, Waldbeständen, Waldtypen, Forstbetrieben und Waldlandschaften. Für diese Aufgabe der Forsteinrichtung stehen verbesserte technische Hilfsmittel zur Verfügung, so dass auch erweiterte Ansprüche der Forstpraxis erfüllt werden können. Trotz der in Deutschland weit verbreiteten Umstellung von der schlagweisen Nutzung auf den Dauerwaldbetrieb ist auch langfristig zu erwarten, dass ein hoher Anteil der Waldfläche eine deutliche Altersklassenstruktur aufweisen wird. In Sachsen zum Beispiel betrug dieser Anteil im Jahr 2000 noch 99,6% der Holzbodenfläche (Braun et al., 2000). Daher wird der regionale Waldzustand in den Jahresberichten der Landesforstverwaltungen häufig in Form einer Altersklassenverteilung dargestellt (Tab. 2.2-1).

Baumartengruppe	Altersklasse								
	1-20	21-40	41-60	61-80	81-100	101-120	121-140	140-160	> 160
	Fläche (ha)								
<i>Fichte</i>	6153	7390	8559	8538	10127	4311	1017	283	23
<i>Kiefer</i>	4135	5110	8419	4896	3091	1778	664	376	84
<i>Lärche</i>	1064	1052	760	725	166	20	5	5	2
<i>Sonstige Nadelbäume</i>	120	56	9	11	8	3	1	1	0
<i>Eiche</i>	662	892	1214	465	381	340	245	127	31
<i>Buche</i>	598	494	879	872	307	463	378	374	172
<i>Sonstige Hartlaubebäume</i>	198	201	352	223	166	71	39	19	3
<i>Birke</i>	1269	873	2419	795	213	15	1	1	0
<i>Sonstige Weichlaubebäume</i>	443	432	391	156	52	27	10	8	1
<b>Summe</b>	14642	16500	23002	16681	14511	7028	2360	1194	316

Tab. 2.2-1. Beispiel einer nach Baumarten gegliederten Altersklassenverteilung für den Staatswald im Freistaat Sachsen (Braun et al., 2000).

Eine regionale Waldzustandsbeschreibung, wie z. B. auf der Basis einer Bundes- bzw. Landeswaldinventur; oder einer Bodenzustands- oder Waldschadenserhebung, liefert Informationen für eine bestimmte Befundeinheit, die der forstpolitischen Auswertung dienen. Befundeinheiten sind durch begriffliche Übereinkunft festgelegte Straten oder Klassen, wie z. B. Bestandestypen, Altersklassen bzw. Entwicklungsstadien, Standorttypen, Biotoptypen oder natürliche Waldgesellschaften. Die Straten weisen bestimmte diskrete Merkmale oder Merkmalskombinationen auf. Bei der Typisierung bedient man sich qualitativer oder quantitativer Methoden.

Beim *qualitativen* Ansatz entsteht durch Übereinkunft eine "gemeinsame Sprache" mit bestimmten Begriffen. Beispiele qualitativer Typisierungen sind hierarchische Klassifikationen nach dem Relief, Wasser- und Strahlungshaushalt zur Bildung von Ökotopten, dezimale Wetterklassifikationen oder Klassifikationen von Vegetationstypen. In der Regel sind die Klassen nicht homogen, die Grenzen zwischen den Klassen unscharf und die Übergänge fließend. Daher

werden bei der Klassifikation auch Methoden der *Fuzzy-Set* Theorie angewendet. Bei dieser Vorgehensweise unterliegt die Zuordnung einer Wahrscheinlichkeit, die auf Grund der Verteilungen bestimmter Attributkombinationen bestimmt wird (Jensen, 1996). Tabelle 2.2-2 zeigt beispielhaft 18 nach dem Entwicklungsstadium und dem Bestandestyp differenzierte Straten. Für jedes Stratum ist die Anzahl der während einer Betriebsinventur aufgenommenen Stichprobenpunkte angegeben (Pretzsch, 2001).

Bestandestyp	Entwicklungsstadium					
	<i>JS</i>	<i>WS1</i>	<i>WS2</i>	<i>RS</i>	<i>VS</i>	<i>PL</i>
<i>Fichte</i>	3	27	22	86	120	6
<i>Mb</i>	11	27	52	40	64	19
<i>LbH</i>	6	15	17	6	5	6

Tabelle 2.2-2. Anzahl der Stichprobenpunkte, die einem Bestandestyp bzw. Entwicklungsstadium zugeordnet sind (Pretzsch, 2001; S. 267); *JS* = Jugendstadium – BHD < 7 cm; *WS1* = Wachstumsstadium1 bis Alter 35; *WS2* = Wachstumsstadium2 mit Alter > 35; *RS* = Reifestadium ohne Verjüngung; *VS* = Verjüngungsstadium mit ausreichender Naturverjüngung; *PL* = Plenterstadium – mindestens 3-schichtige Bestände mit ausreichend Naturverjüngung; *Fichte* = Fichtenbestände; *Mb* = Fichten-Laubholz-Mischbestände; *LbH* = Laubholzbestände).

Eine Schwierigkeit bei der Klassifikation bereitet die Bestimmung der optimalen Klassengröße. Häufig stellt sich die Frage, wie viele Bestandestypen ausgeschieden werden müssen, so dass einerseits ihre Anzahl nicht exponentiell ansteigt, andererseits aber gewährleistet ist, dass die Bestände, die einer Klasse zugeordnet werden, noch eine gewisse Ähnlichkeit aufweisen. Auf diese Frage gibt es keine eindeutige Antwort.

Auch auf Bestandesebene bilden Typisierungen einen ersten Versuch zur Beschreibung komplexer räumlicher Strukturen, Mischungsformen, Wertvorräte oder Naturverjüngungen. Die Forsteinrichtung hat zu diesem Zweck eigene Nomenklaturen entwickelt. Die gebräuchlichen Adjektive (*locker*, *geschlossen*, *gedrängt*) sind allerdings an die subjektive Einschätzung der erfassenden Person gebunden und daher schwierig zu reproduzieren. Bestandesmerkmale, die eine besondere Aufmerksamkeit verdienen, sind die *Dichte* und *Struktur*.

### 2.21 Bestandesdichte

Bäume üben Konkurrenz aus, indem sie mit ihren Kronen und Wurzeln ober- und unterirdisch verfügbaren Wuchsraum besetzen. Hierdurch verdrängen sie ihre Nachbarn und beuten gleichzeitig die Ressourcen des besetzten Raumes aus. Die Raumbesetzung, d.h. die Dichte der Waldbestockung, ist ein Merkmal, das nicht nur das Baumwachstum beeinflusst (wie reagieren die Bäume in ihrem Wachstum auf unterschiedliche Konkurrenzverhältnisse?), sondern auch die waldbaulichen Möglichkeiten, den „waldbaulichen Handlungsraum“, bestimmt (bei welcher Dichte werden Bäume entnommen?). Bei der Raumbesetzung entstehen „Kosten“ durch

Investition in den Aufbau und Unterhalt von Phytomasse und „Nutzen“ durch Ressourcengewinn aus dem besetzten Raum (Matyssek, 2003). Die Dichte beeinflusst das Bestandesklima, insbesondere die räumliche Verteilung von Licht und Temperatur. Daher reagieren die Bäume in ihrem Wachstum auf Unterschiede in der Bestandesdichte häufig sehr empfindlich. Aus diesem Grunde gehört die Beschreibung der Dichte und das Studium ihrer Auswirkungen auf die Waldentwicklung zu den klassischen Themen der Forsteinrichtung und Waldwachstumsforschung.

In der Literatur werden häufig zwei Begriffe verwendet: *Bestandesdichte* und *Punktdichte*. Die Bestandesdichte sagt etwas aus über die Vollständigkeit der Raumbesetzung durch eine Baumpopulation innerhalb eines Areals mit bekannter Flächenausdehnung. Die Punktdichte bezieht sich auf das unmittelbare Umfeld eines Baumes, auf das *Konkurrenzumfeld*. Die Forsteinrichtung hat unterschiedliche Dichtemaße entwickelt. Zu den bekanntesten Bestandesdichtemaßen zählen die *Bestandesgrundfläche*, der an eine Ertragstafel gebundene *Bestockungsgrad*, der *Blattflächenindex*, der *stand density index*, der *relative Baumabstand* und der *Kronenkonkurrenzfaktor*. West (1982) vergleicht 17 verschiedene Dichtemaße und kommt zu dem Schluss, dass keines vollkommen befriedigt, denn die Dichte ist nicht nur ein oberirdisch sichtbares Merkmal.

### Stammzahl

In der Ökologie wird die Dichte gewöhnlich durch die Anzahl der Pflanzen oder Tiere pro Flächeneinheit gemessen (Begon et al., 1996, S. 569 f.). Dieser Ansatz ist einfach und direkt, eignet sich aber nur bedingt für die Forsteinrichtung. Dabei wird nämlich übersehen, dass die Anzahl zwar wichtig ist, aber nicht ausreicht, um die Dichte zu beschreiben. Es fehlt die Größe der Individuen als zweite Dimension. Ein Bestand mit 500 Sämlingen pro ha ist offensichtlich weniger „dicht“ als ein Bestand mit 500 Bäumen mit einer mittleren Höhe von 30m. Wenn Populationen sich in ihrer mittleren Dimension unterscheiden, ist die Anzahl pro Flächeneinheit als Dichtemaß ungeeignet (Zeide, 1995).

Deshalb werden Managementprogramme häufig durch die erwünschte Stammzahlentwicklung beschrieben, allerdings immer in Verbindung mit einer Dimensionsvariablen (z.B. mit der Bestandeshöhe) oder mit dem Alter.

### Grundfläche

Das am häufigsten verwendete bestandesbezogene Dichtemaß ist die Summe der Brusthöhen-Stammquerschnittsflächen der Bäume, die sog. *Bestandesgrundfläche* (engl. *basal area*). Vereinfachend wird angenommen, dass die Stamm-Querschnittsfläche kreisförmig ist. Die Grundfläche für den Baum  $i$  ( $i = 1, \dots, n$ ) in  $\text{cm}^2$  ergibt sich bei bekanntem Brusthöhendurchmesser  $d_i$  in cm aus

$$g_i = \frac{\pi}{4} d_i^2 \quad 2.2-1$$

Somit beträgt die Grundfläche für n Bäume

$$G = \frac{\pi}{4} \sum_{i=1}^n d_i^2 \quad \text{in cm}^2 \quad \text{oder} \quad G = \frac{\pi}{40000} \sum_{i=1}^n d_i^2 \quad \text{in m}^2. \quad 2.2-2$$

Die Grundflächen verschiedener Bestände lassen sich nur für eine normierte Flächengröße vergleichen. Die übliche Norm ist die Grundfläche pro ha, die ermittelt wird, indem die Bestandesgrundfläche (m<sup>2</sup>) durch die Bestandesfläche (ha) dividiert wird. Je größer die Anzahl gleichstarker Bäume auf der zur Verfügung stehenden Fläche ist, desto größer ist die Grundfläche und damit die Bestandesdichte. Bleibt die Stammzahl konstant, so wird sich im Laufe der Zeit, falls keine Bäume absterben, durch das Wachstum der Bäume die Grundfläche und somit auch die Bestandesdichte erhöhen.

Die maximale Grundfläche eines gleichaltrigen Reinbestandes ist nicht konstant. Sie ändert sich im Laufe des Bestandeslebens. Abb. 2.2-2 zeigt die Stammzahl-Durchmesser-Grenzbeziehungen für zwei langfristig beobachtete Dauerversuchsflächen. Für die *Eucalyptus grandis* Dauerversuchsfläche *Langepan* wurde die Beziehung  $N_{max} = 729416 \cdot (dg)^{-1,91}$  ermittelt. Für einen Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (dg) von 10cm ergibt sich eine maximale Stammzahl von 8912 und eine maximale Grundfläche von 70m<sup>2</sup>/ha; bei einem dg von 30cm beträgt die maximale Stammzahl 1101 Bäume pro ha und die maximale Grundfläche 77,8m<sup>2</sup>/ha. Daraus ist zu schließen, dass zwei Bestände mit gleicher Grundfläche aber unterschiedlichem dg nicht die gleiche Dichte aufweisen. Die Grundfläche ist also kein allgemeingültiges Maß für die Bestandesdichte.

### Bestockungsgrad

Ein Maß der Bestandesdichte, das in der Forsteinrichtung stets allgemeine Anwendung findet, ist der *Bestockungsgrad*, mit der üblichen Bezeichnung B°. Das an eine Ertragstafel gebundene Dichtemaß *Bestockungsgrad* beschreibt das Verhältnis der beobachteten Grundfläche zur „normalen“ Ertragstafelgrundfläche einer Baumart. Der Bestockungsgrad wird mit Hilfe einer Ertragstafel wie folgt ermittelt:

- Berechnung der Ertragsklasse (Ekl) für jede Baumart aus der Bestandesmittelhöhe (H, m) und dem Alter;
- Berechnung der normalen Ertragstafelgrundfläche (GET, m<sup>2</sup>/ha);
- Erfassung der Grundfläche (G, m<sup>2</sup>/ha) für jede Baumart, wenn möglich mit Hilfe mehrerer Stichproben;
- der Bestockungsgrad ist gleich der Summe der G/G<sub>ET</sub>.

Das Beispiel in Abbildung 2.2-1 zeigt einen lichten Buchen/Eichen-Altbestand in einem Revier im Solling, mit 5 bis 20-jährigem Buchen-Nachwuchs aus Naturverjüngung.

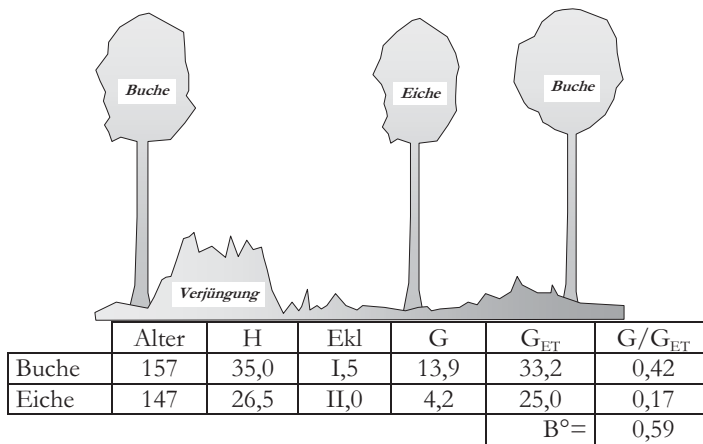


Abbildung 2.2-1. Beispielhafte Berechnung für das Dichtemaß Bestockungsgrad in einem lichten Buchen/Eichen-Altbestand im Revier Goseplack, Forstamt Hardegsen, mit 5-20-jährigem Buchen-Nachwuchs aus Naturverjüngung.

Der *Bestockungsgrad* berücksichtigt einen „normalen“, durch die Ertragstafel vorgegebenen Raumanspruch der verschiedenen Baumarten. Daher besitzt dieses Dichtemaß den Vorzug, dass man auch für Mischbestände eine vergleichbare Aussage erhält.

### Blattflächenindex

Der Blattflächenindex ist definiert als die Summe der Blattflächen pro Bestandesfläche. Die Blattfläche ist ein natürliches Maß der Raumausnutzung und Beschattung, und daher erscheint diese Variable auf den ersten Blick ein einleuchtendes Merkmal der Dichte zu sein. Dementsprechend haben Vose u. Allen (1988) die maximal nachhaltig erreichbare Blattfläche als Index der Bestockung vorgeschlagen. Leider gibt der Blattflächenindex keinen Aufschluss über die Wurzelkonkurrenz. Außerdem ist diese Größe schwierig im Gelände zu messen. Schließlich sind aufgrund der hohen natürlichen Variabilität der Blattfläche die Schätzgenauigkeiten selbst bei aufwendigen Stichprobenerfassungen sehr gering.

Während die Grundfläche sich kaum ändert, ist die Blattfläche innerhalb einer Vegetationsperiode ständigen Schwankungen unterworfen. Diese Schwankungen erklären sich durch Änderungen im Niederschlag und im Bodenzustand oder einfach durch die jahreszeitlich bedingten physiologischen Vorgänge. Die Dynamik der Blattfläche ist wichtig für kurzfristige Untersuchungen des Wachstums. Als Maß der Bestandesdichte ist die Blattfläche zu unstabil und daher weniger gut geeignet.



## Stand Density Index

Ein in den USA verbreitetes Maß zur Beschreibung der Bestandesdichte ist der *Stand Density Index* (*SDI*). Zur Berechnung des SDI werden die Stammzahl  $N$  pro Hektar und der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes  $d_g$  benötigt. Der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes ergibt sich aus der Grundfläche und der Stammzahl:

$$d_g = \sqrt{\frac{40000 \cdot G}{\pi \cdot N}} \quad 2.2-3$$

Grundlegend für die Berechnung des SDI ist ein Modell, in dem die zu erwartende Stammzahl  $N$  in einem funktionalen Zusammenhang mit  $d_g$  steht. Reineke (1933) verwendete die folgende Beziehung:

$$N = \beta_0 \cdot (d_g)^{-\beta_1} \quad \text{bzw. in der linearen Form} \quad \ln(N) = \ln(\beta_0) - \beta_1 \cdot \ln(d_g) \quad 2.2-4$$

mit  $\beta_1 = 1.605$ .

Gl. 2.2-4 lässt sich unter verschiedenen Voraussetzungen anwenden. Zum Beispiel könnte durch sie der Zusammenhang zwischen  $d_g$  und der maximal möglichen Stammzahl dargestellt werden, vorausgesetzt, die Parameter  $\beta_0$  und  $\beta_1$  sind bekannt. Der theoretische SDI ist zunächst eine abstrakte Größe, die angibt, welche Stammzahl bei einem Wert von  $d_g = 25$  cm zu erwarten ist:

$$SDI = \beta_0 \cdot (25)^{-\beta_1} \quad 2.2-6$$

Durch Kombination von (2.2-4) und (2.2-6) ergibt sich Gl. (2.2-7), aus der sich der empirische SDI aus der tatsächlichen Stammzahl  $N$  und dem tatsächlichen  $d_g$  berechnen lässt.

$$SDI = N \cdot \left( \frac{25}{d_g} \right)^{-\beta_1} \quad 2.2-7$$

**Beispiel:** Die Parameter  $\beta_0 = 100000$  und  $\beta_1 = 1.5$  beschreiben den Zusammenhang zwischen  $d_g$  und der maximal möglichen Stammzahl  $N$  gemäß Formel (2.2-6).

- Angenommen der theoretische SDI =  $100000 \cdot (25)^{-1.5} = 800$ . In einem Bestand mit  $d_g = 25$  cm ist die maximal mögliche Stammzahl gleich 800.
- In einem Bestand sind  $N = 1000$  und  $d_g = 12$  cm.  $SDI = 1000 \left[ \frac{25}{12} \right]^{-1.5} = 332.6$ . Da 332.6 deutlich geringer als 800 ist, ist die aktuelle Bestandesdichte im Vergleich zur maximal möglichen Dichte sehr gering.
- Wieviel Bäume sind überlebensfähig bei  $d_g = 12$  cm?  $N = 100000 \cdot (12)^{-1.5} = 2406$ .

Der *Stand Density Index* kann verwendet werden, um Aussagen über die Bestandesdichte zu treffen. Allerdings ermittelte Reineke (1933) in nur einmal aufgenommenen Douglasienbeständen für  $\beta_1$  einen Wert von 1.605. Diese „mystische“ Konstante wurde später immer wieder verwendet. Beobachtung von langfristigen Entwicklungen in vollbestockten Dauerversuchsflächen belegen allerdings eine große Streubreite für  $\beta_1$  (vgl. Zeide, 1991; 1995).

Abb. 2.2-2 zeigt zwei auf jeweils gleichem Standort begründete CCT Versuchsreihen aus Südafrika. Die Stammzahl ist über dem Durchmesser des Grundflächenmittelstammes aufgetragen. Die empirische *Stammzahl-Durchmesser-Grenzbeziehung* ist durch die Gleichung in der Abbildung beschrieben<sup>1</sup>.

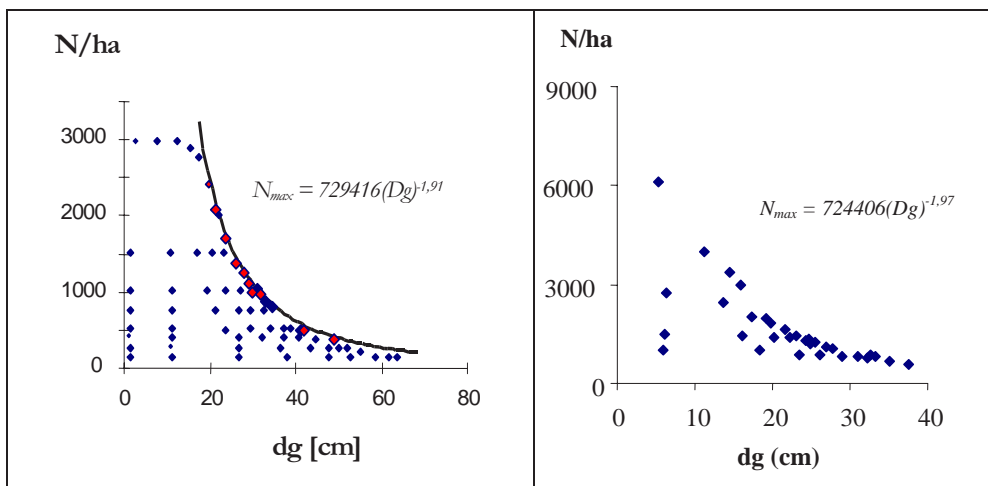


Abbildung 2.2-2. Links: Stammzahl-Durchmesser-Grenzbeziehung für 8 mit unterschiedlicher Stammzahl begründete *Pinus radiata* Versuchsflächen in Tokai, Südafrika. Rechts: Entsprechende Entwicklung der *Eucalyptus grandis* Dauerversuchsfläche Langeban in Südafrika.

Die Exponenten  $-1.91$  bzw.  $-1.97$  entsprechen nicht der Reineke-Konstanten ( $-1.605$ ). Untersuchungen aus Dauerversuchsflächen stützen die Hypothese, dass ein allgemeingültiger Exponent zur Beschreibung der Stammzahl-Durchmesser-Grenzbeziehung nicht existiert. Die Form der Grenzbeziehung ist abhängig vom Standort und von der Baumart. Unter den zahlreichen empirischen Exponenten ist die Reineke-Konstante ( $-1.605$ ) eher als außergewöhnlicher Wert einzustufen. Häufiger sind höhere ( $>1.8$ ), selten niedrigere ( $<1.5$ ) Werte.

Als potentielle Bestandesdichte wird die maximal mögliche Zahl lebender Bäume bei gegebenem Durchmesser des Grundflächenmittelstammes bezeichnet. Eine Möglichkeit, diese sog. *Stammzahl-Durchmesser-Grenzbeziehung* zu ermitteln, besteht darin, für langjährig beobachtete unbehandelte Versuchsflächen die Stammzahl gegen den mittleren Durchmesser aufzutragen und

<sup>1</sup> Zur entstehenden Problematik vgl. Gadow u. Hui (1993).

eine passende Funktion für den oberen extremen Datenbereich zu finden. Abbildung 2.2-3 zeigt zwei sehr unterschiedliche *Stammzahl-Durchmesser-Grenzbeziehungen* für die Baumart *Pinus elliotti*.

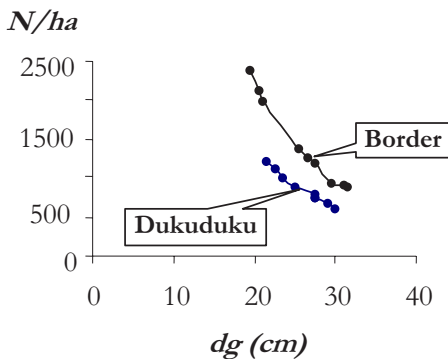


Abbildung 2.2-3. Stammzahl-Durchmesser-Grenzbeziehung in zwei CCT-Dauerversuchsflächen<sup>2</sup> mit je 8 Parzellen in Südafrika. Die Baumart ist *Pinus elliotti*.

Die maximalen Stammzahlen/ha für entsprechende Mitteldurchmesser aus langfristigen CCT Versuchsflächen sind in Tabelle 2.2-3 aufgeführt. Diese Beobachtungen widerlegen die Allgemeingültigkeit der Reineke-Konstante  $-1.605$ .

Mit Hilfe des *stand density index* kann für reale Bestände überprüft werden, ob die momentane Dichte kritisch ist, oder ob das Potential der Bestandesfläche noch nicht ausreichend ausgeschöpft wird. Allerdings muss der Koeffizient  $\beta_1$  der Formel 2.2-3 bekannt sein, was gewöhnlich nicht der Fall ist. Der SDI ist daher als Dichtemaß umstritten.

### Relativer Baumabstand

Ein einfaches Dichtemaß für gleichaltrige Bestände ist der *relative Baumabstand* ( $RS$ ), der über die Stammzahl pro ha  $N$  und die Oberhöhe  $H_o$  berechnet wird (Gl. 2.2-8).

$$RS = \frac{\sqrt{\frac{10000}{N}}}{H_o} \quad 2.2-8$$

Mit zunehmender Stammzahl bei gleich bleibender Oberhöhe nimmt die Bestandesdichte zu und der Wert von  $RS$  sinkt. Der Zähler in Gl. 2.2-8 ist ein Schätzer für den durchschnittlichen Abstand zwischen benachbarten Bäumen, dessen Genauigkeit ausreicht, wenn die Bäume auf der Fläche gleichmäßig verteilt sind und die Abstände zwischen benachbarten Bäumen nur gering variieren.

<sup>2</sup> Eine Beschreibung der CCT Versuchsflächen findet sich bei Gadow u. Bredenkamp (1992).

Experiment	Baum art	Alter	2965		1483		988	
			D	N	D	N	D	N
Nelshoogte I-	P.patula	30	23,0	1433	27,5	1013	30,5	791
	P.patula	35	24,5	1236	28,5	890	32,0	717
	P.patula	40	26,5	1137	30,0	840	33,5	667
Nelshoogte II+	P.patula	30	21,5	1581	26,0	1161	29,0	840
	P.patula	35	22,5	1507	27,0	1063	30,0	791
	P.patula	40	23,5	1334	28,0	988	31,0	766
Nelshoogte II	P.patula	30	23,5	1384	28,5	939	31,5	766
	P.patula	35	25,5	1211	30,0	865	33,5	692
	P.patula	40	27,0	1087	31,5	791	35,0	618
Entabeni	P.patula	30	23,5	1211	26,0	988	28,5	840
	P.patula	35	25,5	1063	27,5	865	29,5	791
	P.patula	40	27,0	939	29,0	815	31,0	741
Mac-Mac	P.patula	30	22,5	1359	27,0	914	30,0	741
	P.patula	35	24,0	1186	28,5	840	31,5	692
	P.patula	40	25,5	1038	29,5	791	32,5	642
Weza 522/4	P.patula	30	21,0	1680	25,0	1161	30,0	914
	P.patula	35	22,5	1532	27,5	1063	31,0	840
	P.patula	40	23,0	14433	28,0	1013	32,0	791
Weza (Craib)	P.patula	30	21,5	1705	26,5	1161	30,0	914
	P.patula	35	22,5	1532	27,5	1063	31,0	840
	P.patula	40	23,0	1433	28,0	1013	32,0	791
Dukuduku	P.elliottii	30	21,5	1211	25,0	890	27,5	741
	P.elliottii	35	22,5	1112	27,5	791	29,0	667
	P.elliottii	40	23,5	1013	27,5	741	30,0	618
Kwambonambi	P.elliottii	30	24,0	1161	26,0	988	28,0	766
	P.elliottii	35	25,0	1038	27,0	890	29,5	717
	P.elliottii	40	26,0	964	28,0	815	30,5	692
Border	P.elliottii	30	19,5	2372	25,5	1384	29,5	927
	P.elliottii	35	20,5	2125	26,5	1260	31,0	914
	P.elliottii	40	21,0	1977	27,5	1196	31,5	890
Mac-Mac	P.elliottii	30	24,5	1483	28,5	1112	31,0	914
	P.elliottii	35	26,0	1334	30,0	1013	32,5	840
	P.elliottii	40	27,5	1186	31,0	890	34,0	766
Kwambonambi	P.taeda	30	22,5	1236	24,0	988	26,0	815
	P.taeda	35	24,5	1087	25,5	914	27,5	791
	P.taeda	40	25,5	988	26,5	840	28,5	766
Border	P.taeda	30	19,5	1779	23,5	1285	29,0	865
	P.taeda	35	20,5	1631	24,0	1211	29,5	815
	P.taeda	40	21,5	1507	24,5	1161	30,0	766
Mac-Mac	P.taeda	30	23,0	1952	28,0	1334	33,0	964
	P.taeda	35	25,0	1730	29,0	1260	35,0	890
	P.taeda	40	27,0	1557	30,0	1211	36,0	840
Tokai 129/16	P.radiata	30	20,0	2051	23,5	1384	27,5	988
	P.radiata	35	21,5	1878	25,0	1334	28,5	964
	P.radiata	40	22,0	1730	25,5	1260	29,0	939
Tokai 129/5	P.radiata	30	20,0	2125	27,0	1211	31,0	964
	P.radiata	35	21,5	1853	28,5	1087	32,5	840
	P.radiata	40	23,0	1680	29,5	1013	33,5	791
Kleinplaat	P.pinaster	30	17,0	1334	21,0	840	24,0	667
	P.pinaster	35	18,5	1137	23,0	741	25,5	593
	P.pinaster	40	19,5	1013	24,0	667	27,0	519
Kleinplaat	P.pinaster	30	16,5	2249	20,5	1186	23,0	890
	P.pinaster	35	17,5	1977	21,5	1087	24,5	815
	P.pinaster	40	18,5	1878	22,5	1038	26,0	791
Houwhoek	P.pinaster	30	17,0	2842	22,0	1470	25,0	988
	P.pinaster	35	17,5	2768	22,5	1548	25,5	988
	P.pinaster	40	18,0	2718	24,0	1433	26,0	988
Lottering	P.pinaster	30	21,0	2100	27,0	1285	30,0	939
	P.pinaster	35	22,5	1878	28,5	1137	31,5	865

Tabelle 2.2-3. Ergebnisse der langfristigen CCT Versuchsflächen: Mitteldurchmesser und maximale Stammzahl/ba für drei nominale Stammzahlen/ba (Daten aus Burgers, 1976).

**Beispiel:** Für einen Buchen-Edellaubholz-Mischbestand im Forstamt Bovenden betrug der mittlere Baumabstand vor der Durchforstung 3 m (N = 1111), nach der Durchforstung 4 m (N = 625). Bei einer gleich bleibenden Oberhöhe von  $H_0 = 20$  m verringert sich also die Bestandesdichte, und RS steigt von  $\frac{3}{20} = 0.15$  auf  $\frac{4}{20} = 0.2$ .

### Kronenkonzurrenzfaktor

Der Kronenkonzurrenzfaktor beschreibt das Verhältnis zwischen der Summe der maximal möglichen Kronenschirmflächen und der Bestandesfläche. Mit zunehmender Summe der theoretischen Kronenschirmflächen nimmt die Bestandesdichte zu. Zur Herleitung der Kronenschirmflächen wird zunächst eine lineare Beziehung zwischen dem Brusthöhendurchmesser ( $D_i$  in cm) und dem Kronendurchmesser ( $KD_i$  in m) eines im Solitärstand erwachsenen Baumes unterstellt (Gl. 2.2-9).

$$KD_i = \alpha_0 + \alpha_1 D_i \quad 2.2-9$$

Die Parameter  $\alpha_0$  und  $\alpha_1$  werden über Solitärbäume geschätzt. Die Untersuchung von Lässig (1991) ist ein Beispiel für die Herleitung dieser Beziehung. Mit Hilfe der Modellparameter kann die Kronenschirmfläche eines im Solitärstand erwachsenen Baumes ( $KS_i$  in  $m^2$ ) berechnet werden:

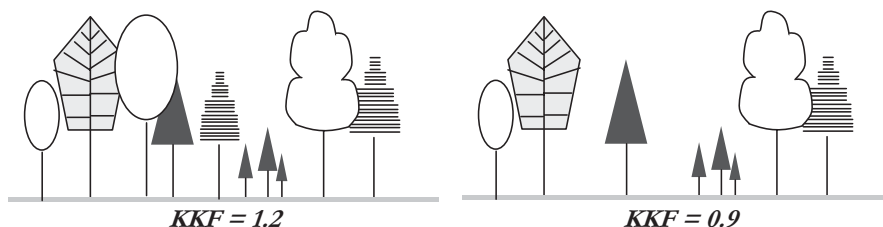
$$KS_i = \pi \left( \frac{KD_i}{2} \right)^2 = \frac{\pi}{4} (\alpha_0 + \alpha_1 D_i)^2 \quad 2.2-10$$

Zur Ermittlung der Dichte werden also die theoretischen, maximalen Kronenschirmflächen von Solitärbäumen berücksichtigt. Der Kronenkonzurrenzfaktor ( $KKF$ ) ergibt sich aus Gl. 2.2-11.

$$KKF = \frac{1}{F} \left( \sum_{i=1}^n KS_i \right) \quad 2.2-11$$

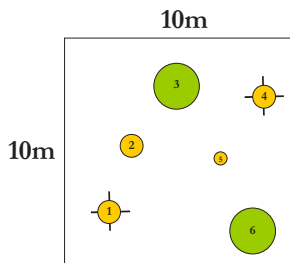
wobei  $F$  = Bestandesfläche in  $m^2$ .

Ein  $KKF$  von 1 würde zum Beispiel aussagen, dass in dem betreffenden Bestand die Brusthöhendurchmesser so verteilt sind, dass bei optimalen Wachstumsbedingungen, wie sie im Freiland vorherrschen, die zu erwartenden Kronenschirmflächen die Bestandesfläche  $F$  gerade vollständig abdecken.



Tab. 2.2-4 zeigt ein hypothetisches Rechenbeispiel für einen sehr dichten Buchen-Fichten-Mischbestand mit einer Flächenausdehnung von  $100 m^2$ . Die Beziehungen zwischen

Kronendurchmesser und Brusthöhendurchmesser sind:  $KD_{Fi}=1.64+0.14(BHD)$  und  $KD_{Bu}=1.39+0.18(BHD)$ .<sup>3</sup>



Baum Nr.	BHD (cm)	Kronenbreite (m)	Kronenschirmfläche (m <sup>2</sup> )
1 (Bu)+	20	5.0	19,6
2 (Bu)	20	5.0	19,6
3 (Fi)	40	7.3	41,8
4 (Bu)+	20	5.0	19,6
5 (Bu)	10	3.2	8,0
6 (Fi)	40	7.3	41,8
vor dem Eingriff			150,4
nach dem Eingriff			111,2

Tabelle 2.2-4. Hypothetisches Rechenbeispiel. Der KKF beträgt vor dem Eingriff  $150,4/100=1,5$ , nach dem Eingriff  $111,2/100=1,1$ . Die ausscheidenden Bäume sind durch ein + gekennzeichnet.

Bei  $[KKF < 1]$  wird angenommen, dass keine Konkurrenz vorliegt, denn die Summe der Kronenschirmflächen, die sich bei optimalen Wachstumsbedingungen ergeben hätte, ist geringer als die Bestandesfläche  $F$ . Bei  $[KKF > 1]$  befinden sich die Bäume unter Konkurrenzdruck.

Bei der Interpretation des  $KKF$  muss also der Unterschied zwischen den *tatsächlichen* und den *maximal möglichen* Kronenschirmflächen beachtet werden. Ein Bestand, in dem die tatsächlichen Kronenschirmflächen sich nicht überlappen, aber trotzdem die gesamte Fläche belegen, wird einen  $KKF > 1$  aufweisen, wenn die reale Kronenausdehnung geringer ist als die potentiell mögliche.

### Überschirmung

Im Unterschied zu den bisherigen Dichtemaßen, die sich auf das *gesamte* Bestandeskollektiv beziehen, ist die *Überschirmung* ein Dichtemaß, das sich auf die relative Konkurrenzsituation *einzelner* Bäume im Bestand bezieht. Dabei wird angenommen, dass ein dominanter Baum einem geringeren Konkurrenzdruck ausgesetzt ist als ein unterständiger Baum.

#### *BAL* und *BALMOD*: Grundfläche der Größeren

Ein Maß für die relative Dominanz eines Baumes innerhalb der Grundflächenhäufigkeitsverteilung ist das Grundflächenperzentil. Um das Grundflächenperzentil eines Baumes zu berechnen, werden Angaben über die aus dem Durchmesser  $d_i$  ermittelten Grundflächen  $g_i$  benötigt. Die Summe der Einzelbaumgrundflächen  $g_i$  ergibt die Gesamtgrundfläche des Bestandes:

<sup>3</sup> Freise u. Spieker (1999) schätzen die Kronenbreite von Buchensolitären mit  $KD_{BU} = 0,2 \cdot (BHD)$ , beide in m gemessen.

$$G = \sum_{i=1}^n g_i \quad [m^2 / ha] \quad 2.2-12$$

Das Grundflächenperzentil  $p_i$  des Baumes  $i$  ist gleich dem Anteil der Gesamtgrundfläche, der von Bäumen besetzt ist, die eine Grundfläche besitzen, die kleiner oder gleich der Grundfläche  $g_i$  des Baumes  $i$  ist:

$$p_i = \frac{1}{G} \sum_{\substack{j=1 \\ g_j \leq g_i}}^n g_j \quad 2.2-13$$

Das Grundflächenperzentil sagt nur etwas aus über den sozialen Rang des Bezugsbaumes, berücksichtigt aber nicht die Bestandesdichte. Ein Konkurrenzindex, der sowohl den Rang des Bezugsbaumes als auch die Bestandesdichte berücksichtigt, ist bekannt als *basal area of larger trees* (BAL)<sup>4</sup>. Der BAL-Index wird bei der Modellierung des Einzelbaumwachstums und bei der einzelbaumbezogenen Mortalitätsprognose verwendet und kann aus der kumulativen Grundflächenhäufigkeit hergeleitet werden, denn  $p_j = 1 - \left( \frac{GG_{ij}}{G_i} \right)$  und  $GG_{ij} = G_i \cdot (1 - p_j)$ , wobei  $GG_{ij}$  die Summe der Grundflächen aller Bäume, mit einem BHD größer als der BHD des Bezugsbaumes  $j$  ( $m^2/ha$ ) und  $G_i$  die gesamte Grundfläche im Bestand  $i$  ( $m^2/ha$ ) bezeichnet.

**Beispiel:** In der nachstehenden Tabelle sind die zehn Bäume einer Probefläche von 0.025 ha mit ihren entsprechenden Durchmessern und den daraus berechneten Grundflächen angegeben.

i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
$d_i$ [cm]	20	21	23	27	31	32	33	37	37	41
$g_i$ [ $m^2$ ]	0.031	0.033	0.042	0.057	0.075	0.080	0.086	0.108	0.108	0.132

Die Gesamtgrundfläche beträgt  $G = 0.752 \text{ m}^2$ , bzw.  $0.725/0.025 = 30.08 \text{ m}^2/ha$ . Das Grundflächenperzentil des Baumes 4 beträgt

$$p_4 = (0.031 + 0.033 + 0.042 + 0.057) / 0.752 = 0.163 / 0.752 = 21.7\%$$

21.7 % der Gesamtgrundfläche werden von Bäumen belegt, die eine Grundfläche besitzen, die kleiner oder gleich  $0.057 \text{ m}^2$  ist. Also ist  $GG_4 = 30.08 \cdot (1 - 0.217) = 23.55 \text{ m}^2/ha$ .

In zahlreichen Modellierungsansätzen erwies sich der BAL-Index als eine hochsignifikante erklärende Variable, die zudem nur wenige Inventurinformationen voraussetzt. Die Verwendung in Mischbeständen befriedigt allerdings nicht ganz, denn der BAL-Konkurrenzindex ist „artenblind“. Weder die Art des Bezugsbaumes noch die Art der Konkurrenten wird berücksichtigt. Daher hat Albert (2004) einen artsensitiven Index mit der Bezeichnung BALMIX vorgeschlagen. Der BAL-Index wurde so modifiziert, dass die Baumarten unterschiedliche

<sup>4</sup> Synonyme sind *kumulierte Grundfläche* (Gcum; Schütz, 1975) oder *overtopping basal area* (OTBA).

Beiträge zur Konkurrenzberechnung liefern. Die verbesserte Schätzgenauigkeit bei der Prognose des Durchmesserzuwachses gegenüber dem einfachen *BAL*-Index wurde als Anzeichen gewertet, dass eine artspezifische Modifikation vorteilhaft sein kann.

Der *BAL*-Index, bzw. die *Grundfläche der Größeren*  $GG_{ij} = G_i \cdot (1 - p_j)$ , ist eine lineare Funktion der Bestandesgrundfläche. Eine andere Möglichkeit, die relative Dominanz (das Grundflächenperzentil) des Bezugsbaumes mit der Bestandesdichte zu kombinieren, besteht in der Gewichtung des Ausdruckes  $1 - p_j$  mit dem *Relativen Baumabstand*  $RS_i$  im Bestand  $i$  (Schröder u. Gadow, 1999):

$$Bal\ mod_{ij} = \frac{(1 - p_j)}{RS_i} \text{ mit } p_j = 1 - \frac{GG_{ij}}{G_i} \text{ und } RS_i = \frac{\sqrt{10000 / N_i}}{H_i} \quad 2.2-14$$

Für den größten Baum im Bestand  $i$  mit dem Grundflächenperzentil = 1 beträgt der  $BALMOD_{ij}$  = 0. Für diesen Baum würde die potentielle Wachstumsrate nicht reduziert, unter der Annahme, dass das Wachstum der übrigen Bäume im Bestand nicht größer sein kann als das Wachstum des größten Baumes. Dementsprechend ergibt sich die geringste Wachstumsrate aus dem maximalen  $BALMOD$ -Wert. Innerhalb dieser Grenzen nimmt der  $BALMOD$ -Index von Bäumen mit abnehmendem  $RS_i$ , bei gleichem Grundflächenperzentil, exponentiell zu. Bei konstanter Bestandesdichte ergibt sich für den  $BALMOD$ -Index der biologisch plausible Effekt, dass ein Baum mit höherem sozialen Rang einen geringeren  $BALMOD$ -Wert aufweist als ein Baum mit geringerem sozialen Rang (Abb. 2.2-4).

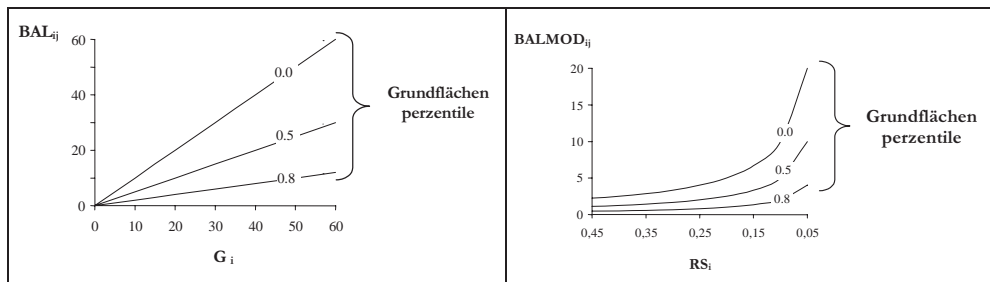


Abbildung 2.2-4. Auswirkung der Grundfläche ( $G_i$ ) und  $p_j$  auf den *BAL*-Index (links) und des relativen Baumabstandes ( $RS_i$ ) und  $p_j$  auf den  $BALMOD$ -Index (rechts).





Tafel 2.2-1: Ein 27-jähriger *Eucalyptus grandis* Bestand, Südafrika.

Der *BALMOD*-Index kombiniert die relative Dominanz des Einzelbaumes (das Grundflächenperzentil) mit dem auf die Höhe bezogenen Bestandesdichtemaß *Relativer Baumabstand*. Die gute Eignung des *BALMOD*-Index, im Vergleich mit dem *BAL*-Index, zur Erklärung von Unterschieden in der Wuchsleistung, zeigte sich u.a. bei der Auswertung von Kiefern-Zuwachsdaten in Spanien (Schröder u. Gadow, 1999) und bei der Analyse von Eichen-Verbandsversuchen in Norddeutschland (Struck, 1999).

**Beispiel:** In der nachstehenden Tabelle sind die Daten von 15 Bäumen aus einer Eichenversuchsfläche im Engverband aus Struck (1999) aufgeführt:

Baum <sub>j</sub>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
d <sub>j</sub> (cm)	2,0	3,0	3,0	3,5	4,0	4,0	4,0	4,0	5,0	5,0	5,5	6,5	7,0	8,0	8,5
h <sub>j</sub> (m)	3,7	3,4	3,7	6,2	4,6	5,7	6,1	6,3	6,6	7,2	7,1	8,4	9,1	8,6	10,5
g <sub>j</sub> (cm <sup>2</sup> )	3,14	7,1	7,1	9,6	12,6	12,6	12,6	12,6	19,7	19,7	23,8	33,2	38,5	50,4	56,8
GG <sub>ij</sub>	316	302	302	293	242	242	242	242	203	203	179	146	107	57	0
G <sub>i</sub> (cm <sup>2</sup> )	319,48														
P <sub>j</sub>	0,01	0,05	0,05	0,08	0,24	0,24	0,24	0,24	0,36	0,36	0,44	0,54	0,66	0,82	1
N <sub>i</sub>	23810														
H <sub>i</sub>	9,4														
Rs <sub>i</sub>	0,0689														
Balmod <sub>ij</sub>	14,4	13,8	13,8	13,4	11,0	11,0	11,0	11,0	9,3	9,3	8,1	6,7	4,9	2,6	0

Für Baum 1 mit einem Durchmesser von 2 cm und einer Höhe von 3,7 m ergibt sich ein Grundflächenperzentil von

$$p_1 = 1 - \frac{7,1 + 7,1 + 9,6 + 12,6 + 12,6 + 12,6 + 12,6 + 19,7 + 19,7 + 23,8 + 33,2 + 38,5 + 51,4 + 56,8}{319,48} = 0,01$$

Die mittlere Höhe der drei höchsten Bäume auf der Fläche ergibt  $H_1 = \frac{10,5 + 9,1 + 8,6}{3} = 9,4$  m. Die

Stammzahl des Engverbandes beträgt 23810 Bäume/ha, daraus ergibt sich  $RS_1 = \frac{\sqrt{10000/23810}}{9,4} = 0,0689$ . Mit diesen Angaben erhält der *BALMOD*-Index für Baum 1 den

$$\text{Wert Balmod}_1 = \frac{1 - 0,01}{0,0689} = 14,36865 \approx 14,4.$$

#### *Kronenschirmflächen der Größeren*

Ähnlich wie beim *BAL*-Index kann die Überschirmung als Summe der Kronenschirmflächen der Bäume berechnet werden, die größer als der Bezugsbaum sind. Dieser einfache Konkurrenzindex  $KKF_L$  ist eine spezielle Variante des Kronenkonkurrenzfaktors. Berücksichtigt wird, wie beim  $KKF$ , der artspezifische Raumanspruch der Bäume, - die aus den BHD's mit artspezifischen Funktionen berechneten potentiellen Kronenschirmflächen. Der  $KKF_L$  ist daher für Mischbestände besser geeignet als der ungewichtete *BAL*-Index.

Eine logische Erweiterung des  $KKF_L$  ergibt sich durch die Berücksichtigung der Kronenschnittflächen, anstelle der Kronenschirmflächen, der Bedränger. Ein Beispiel ist der sog. *C66*. Die Grundlage für die Berechnung der Überschirmung ist die „Schnitthöhe“ des Bezugsbaumes. Diese liegt bei 66 Prozent der Kronenhöhe, von der Baumspitze aus gerechnet (daher der Name des Index). Der *C66* ist dann gleich der Summe der Kronenschirmflächen *aller* Bäume im Bestand auf der Schnitthöhe des Bezugsbaumes. Dabei können drei Fälle auftreten:

- Die Kronenansatzhöhe eines Konkurrenten liegt über der Schnitthöhe des Bezugsbaumes: die volle Kronenschirmfläche des Konkurrenten wird berücksichtigt.
- Die Höhe eines Konkurrenten liegt unter der Schnitthöhe: der Konkurrent wird nicht berücksichtigt.
- Ansonsten werden die Kronenschirmflächen der Konkurrenten in Schnitthöhe des Bezugsbaumes berücksichtigt.

Der *C66* für einen ausgewählten Baum *i* in einem Bestand mit einer Flächenausdehnung von 10000 m<sup>2</sup> ergibt sich aus Gl. 2.2-15.

$$C66_i = \sum_j KS66_j / 10000 \quad 2.2-15$$

Die Variable  $KS66_j$  bezeichnet die Kronenschirmfläche des Konkurrenten *j* in Schnitthöhe des Bezugsbaumes *i*. Der *C66* ist gleich der Summe der quadrierten Kronenradien auf oder über der Schnitthöhe des Bezugsbaumes, multipliziert mit  $\pi$  und dividiert durch die Bestandesfläche.

Der *C66* ist ein unmittelbar einleuchtendes Maß der Überschirmung. Allerdings basiert die Anwendung auf der Herleitung einer Beziehung zwischen dem Bruthöhendurchmesser und der Kronenbreite. Diese Beziehung ist abhängig von der Bestandesdichte und daher sehr variabel. Aus diesem Grunde kann der *C66* zur Bestimmung der Konkurrenzbedingungen nicht als optimal angesehen werden.

#### *Grundflächen-Durchmesser-Index*

Ein einfacher Index zur Beschreibung der Konkurrenzsituation eines Bezugsbaumes bei unbekanntem Baumpositionen ist der Grundflächen-Durchmesser-Index (*GD*). Der *GD*-Index berücksichtigt das Verhältnis der Grundfläche des Bestandes *j* ( $G_j$ ) zur maximal möglichen Grundfläche ( $G_{max}$ ) und das Verhältnis des Bruthöhendurchmessers des Bezugsbaumes *i* ( $d_i$ ) zum mittleren Bruthöhendurchmesser des Bestandes *j* ( $\bar{d}_j$ ). Für den *i*-ten Bezugsbaum mit Durchmesser  $d_i$  wird der Index nach Gl. 2.2-16 berechnet.

$$GD_i = \left( \frac{G_j}{G_{max}} \right)^{(d_i / \bar{d}_j)} \quad 2.2-16$$

Berücksichtigt wird also nicht nur die relative soziale Stellung des Baumes  $i$  im Bestand  $j$ , sondern ähnlich wie beim BAL-Index und C66, gleichzeitig auch die relative Bestandesdichte.

Je geringer der Durchmesser des Bezugsbaumes bei konstanter Grundfläche und bei konstantem mittleren BHD ist, umso geringer ist der GD-Indexwert. Der GD-Index nimmt mit abnehmender Bestandesgrundfläche und zunehmendem Durchmesser des Bezugsbaumes zu. Die kleineren Bäume in einem dichten Bestand sind einer größeren Konkurrenz ausgesetzt als die großen Bäume in einem weniger dichten Bestand.

### 2.22 Punktdichte und Konkurrenz

Die Kriterien zur Beschreibung der Überschirmung können ohne Kenntnis der Baumkoordinaten berechnet werden. Bei bekannten Baumkoordinaten ergeben sich differenziertere Möglichkeiten der Dichtebestimmung, denn die Dichte kann für definierte „Punkte“ im Bestand ermittelt werden. Die zahlreichen Methoden zur Beschreibung dieser nach Spurr (1962) als *Punktdichte* benannten Konkurrenzsituation lassen sich in mehrere Gruppen einteilen.<sup>5</sup> Der Konkurrenzdruck für einen Bezugsbaum  $i$  ergibt sich durch das Ausmaß der überlappenden Einfluszonen benachbarter Bäume (*overlapping zone of influence*), durch das distanzgewogene Verhältnis der Baumdimensionen (*distance-weighted size ratio*), oder durch den verfügbaren Wuchsraum (*available growing space*). Unter den zahlreichen verfügbaren Konkurrenzindizes werden hier nur zwei Beispiele erläutert: die überlappende Einflusszone nach Gerrard (1969) und Bella (1971) und das distanzgewogene BHD-Verhältnis nach Hegyi (1974).

#### Überlappende Einflußbereiche

Gerrard (1969) entwickelte einen Konkurrenzindex, bei dem die Abstandsbeziehungen zu den Nachbarn eines Bezugsbaumes berücksichtigt werden. Für den Bezugsbaum  $i$  werden diejenigen Nachbarn als Konkurrenten betrachtet, die sich innerhalb der Einflusszone  $i$ , einer Kreisfläche mit dem Bezugsbaum als Zentrum, befinden. Der Radius des Kreises ( $r_i$ ) ist häufig eine Funktion des Brusthöhendurchmessers  $i$ , z. B. die maximale Kronenausdehnung. Ausgehend von der tatsächlichen Kronenprojektion der Konkurrenten wird sodann eine potentielle Ausbreitung der Krone ermittelt, die der Einfachheit halber als Kreisfläche um den jeweiligen Konkurrenten angenommen wird.

Von jedem Konkurrenten wird der Teil der Kreisfläche berücksichtigt, der innerhalb der Einflusszone liegt. Im Extremfall kann dies auch der komplette Kreis sein. Der Schnitt der Kreisfläche des Konkurrenten  $j$  mit der Einflusszone des Bezugsbaumes  $i$  wird *Überlappungsfläche* ( $ÜF_{ij}$ ) genannt (Abb. 2.2-4).

Der Konkurrenzindex nach Gerrard (1969) wird dann beschrieben durch das Verhältnis der Summe der Überlappungsflächen zum Einflussbereich  $i$  (Gl. 2.2-17).

---

<sup>5</sup> vgl. Tomé u. Burkhart (1989); Holmes u. Reed (1991); Biging u. Dobbertin (1992, 1995).

$$KI_i = \frac{1}{\pi \cdot r_i^2} \sum_{j=1}^m \ddot{U}F_{ij} \quad 2.2-17$$

Die Überlappungsfläche zweier Einflusszonen mit den Radien  $r$  und  $R$ , deren Mittelpunkte den Abstand  $t$  zueinander aufweisen (Abb. 2.2-4), kann mit Hilfe der Gl. 2.2-18 berechnet werden.

$$Fläche(t, r, R) = r^2 \left\{ \arccos \left( \frac{t^2 + r^2 - R^2}{2tr} \right) \right\} + R^2 \left\{ \arccos \left( \frac{t^2 + R^2 - r^2}{2tR} \right) \right\} - ty \quad 2.2-18$$

wobei  $x_1 = \frac{t^2 + r^2 - R^2}{2 \cdot t}$  und  $y = \sqrt{r^2 - x_1^2}$

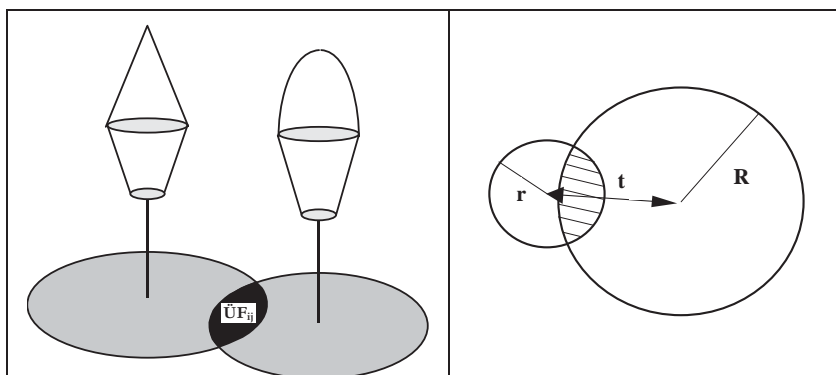


Abbildung 2.2-5. Überlappungsfläche zwischen den Einflussbereichen des Bezugsbaumes und eines Nachbarn. Die Grafik rechts zeigt die Variablen zur Berechnung einer Überlappungsfläche.

Je mehr Bäume mit potentiell großer Kronenausdehnung sich in der unmittelbaren Nähe des Bezugsbaumes befinden, um so größer wird der Wert des Konkurrenzindex. Überschneidet sich kein benachbarter Einflussbereich mit dem Einflussbereich  $i$ , so nimmt der Index den Wert Null an. Die offensichtliche Schwierigkeit besteht darin, eine biologisch plausible Regel für die Bestimmung der Größe der individuellen Einflusszonen der Bäume zu finden.

### Distanzgewogenes BHD-Verhältnis

Der Konkurrenzdruck, dem ein einzelner Baum ausgesetzt ist, ergibt sich aus den Dimensionen und Abständen benachbarter Bäume. Beim Typ B werden die Verhältnisse der Brusthöhendurchmesser (bzw. anderer Dimensionsvariablen) des Konkurrenzbaumes  $j$  zum Bezugsbaum  $i$  summiert, wobei diese Größe jeweils mit dem Abstand vom Konkurrenzbaum

zum Bezugsbaum gewichtet wird<sup>6</sup>. Die erste Anwendung des Typ B geht auf die Formel von Hegyi (1974) zurück:

$$HgCI_i = \sum_{j=1}^n \frac{d_j}{d_i} \frac{1}{Abst_{ij}} \quad 2.2-19$$

wobei

$HgCI_i$  = HEGYI-Index: Konkurrenzindex für Bezugsbaum i, nach Hegyi

$d_j$  = Brusthöhendurchmesser (BHD) des Konkurrenzbaumes j [cm]

$d_i$  = Brusthöhendurchmesser des Bezugsbaumes i [cm]

$Abst_{ij}$  = Abstand zwischen Bezugsbaum i und Konkurrenzbaum j [m]

$n$  = Anzahl der Konkurrenzbäume

Der *HEGYI-Index* ist intuitiv plausibel und besitzt außerdem den Vorzug, dass er im Gegensatz zu anderen Indizes mit relativ geringem Inventuraufwand im Gelände ermittelt werden kann. Allerdings stellt sich bei der Anwendung immer wieder die Frage, welche Nachbarn als Konkurrenzbäume eingestuft werden. Hegyi (1974) definiert einen Kreis mit konstantem Radius von 10 Fuß (3.05 m). Alle Bäume innerhalb des Kreises werden als Konkurrenten bezeichnet. In gleichaltrigen Reinbeständen hat dieser Ansatz den Nachteil, dass der Indexwert mit zunehmendem Alter abnimmt. Der mittlere Baumabstand nimmt zu und damit sinkt automatisch die Zahl der Konkurrenten, die sich im vorgegebenen Festkreis befinden. Rennolls u. Smith (1993) erweitern den einfachen Ansatz mit einem dynamischen Überlappungsmodell.

Ein beliebtes Verfahren zur Bestimmung der Konkurrenzbäume ist die *Grenzwinkel-Methode*. Bei dieser Methode werden vom Bezugsbaum aus alle Nachbarn mit einem Winkelprisma mit vorgegebener Zählbreite anvisiert. Alle Nachbarn, deren BHD die vorgegebene Winkelöffnung überschreitet, werden als Konkurrenten eingestuft.<sup>7</sup>

Die *Grenzwinkel-Methode* überwindet zwar das Problem der Festkreise, aber sie berücksichtigt nicht die Ausschaltung der Konkurrenz durch hintereinander stehende Nachbarn. Es kommt nicht selten vor, dass mehrere, vom Bezugsbaum aus gesehen hintereinander stehende *passive* Nachbarn, als Konkurrenten definiert werden, obwohl ein *aktiver* Konkurrenzdruck nur durch den nächsten Nachbarn ausgeübt wird.

Lee u. Gadow (1997) entwickelten daher ein Verfahren zur Bestimmung der Konkurrenzbäume, das auf einer iterativen Suche nach den aktiven Konkurrenten innerhalb einer definierten Konkurrenzzone basiert. Die passiven Konkurrenten innerhalb eines *Konkurrenz-Eliminierungssektors* werden bei der Berechnung des HEGYI-Index nicht berücksichtigt. Nacheinander wird für jeden Nachbarn eines Bezugsbaumes innerhalb der Konkurrenzzone

<sup>6</sup> s. Hegyi (1974); Daniels (1976); Lorimer (1983); Martin u. Ek (1984).

<sup>7</sup> Daniels (1976); Holmes u. Reed (1991); Biging u. Dobbartin (1992, 1995).

geprüft, ob es sich um einen aktiven Konkurrenten handelt. Ein aktiver Konkurrent ist ein Nachbar des Bezugsbaumes innerhalb eines definierten *Konkurrenz-Eliminierungssektors*, der zwei Bedingungen erfüllen muss: a) er muss eine Mindestgröße aufweisen und b) ein direkter Nachbar sein.

Für jeden Bezugsbaum wird die Konkurrenzzone (CZ) als Kreis mit einem vorgegebenen Konkurrenzradius (CZR) festgelegt, der wie folgt berechnet wird

$$CZR = k \cdot \sqrt{\frac{10000}{N}} \quad 2.2-20$$

wobei  $k$  = eine Konstante,  $N$  = Stammzahl pro ha.

Zunächst gelten alle Bäume, die sich innerhalb der Konkurrenzzone befinden, als potentielle Konkurrenten des Bezugsbaumes. Wenn vom Bezugsbaum aus gesehen mehrere potentielle Konkurrenten *hintereinander* stehen, wird nur der direkte Nachbar als Konkurrent eingestuft. Ein potentieller Konkurrent, der sich im *Konkurrenz-Eliminierungssektor* (mit *Konkurrenz-Eliminierungswinkel*  $\alpha$ ) hinter einem direkten Nachbarn befindet, wird als passiver Konkurrent bezeichnet. Dieses einfache Prinzip wird mit Hilfe eines hypothetischen Beispiels in Abbildung 2.2-6 dargestellt.

Im ersten Iterationsschritt wird für den Bezugsbaum im Zentrum der Konkurrenzzone CZ mit dem Konkurrenzradius CZR der nächste Nachbar (Baum 1) bestimmt. Der schattierte Konkurrenz-Eliminierungssektor des ersten Konkurrenten ( $CES_1$ ) ist durch den Konkurrenz-Eliminierungs-Winkel (CEA) definiert<sup>8</sup>. Der im „Schatten“ von Baum 1 befindliche Baum 3 ist kein aktiver Konkurrent und wird daher bei der Berechnung des Hegyi-Index nicht berücksichtigt.

Der zweitnächste Nachbar des Bezugsbaumes (Baum 2 in Abb. 2.2-6) ist mit einem BHD  $<0.2$  ( $BHD_1$ ) sehr klein und daher ebenfalls kein Konkurrent. Der nächste aktive Konkurrent ist Baum 4 im  $CES_2$ ; der hinter Baum 4 befindliche Baum 5 ist wiederum kein aktiver Konkurrent. Im dritten Iterationsschritt ist Baum 6 ein aktiver Konkurrent. Der vierte aktive Konkurrent (Baum 7) befindet sich im  $CES_4$ . Baum 8 ist zu klein. Im vorliegenden Beispiel werden also die Bäume 1, 4, 6 und 7 als aktive Konkurrenten des Bezugsbaumes ermittelt und bei der Berechnung des HEGYI-Index (Gl. 2.2-19) berücksichtigt.

Offensichtlich nimmt die Anzahl der aktiven Konkurrenten mit zunehmendem Konkurrenz-Eliminierungswinkel (CEA) ab. Bei geringem CEA ist der Einfluss unterschiedlicher Konkurrenzradius auf die Anzahl der aktiven Konkurrenten, - und damit auf den Wert des HEGYI-Index, - groß.

<sup>8</sup> In einer Untersuchung des Durchmesserwachstums der Baumart *Pinus densiflora* verwendeten Lee u. Gadow (1997) die Parameter  $k=3$  und  $CEA=30^\circ$ .

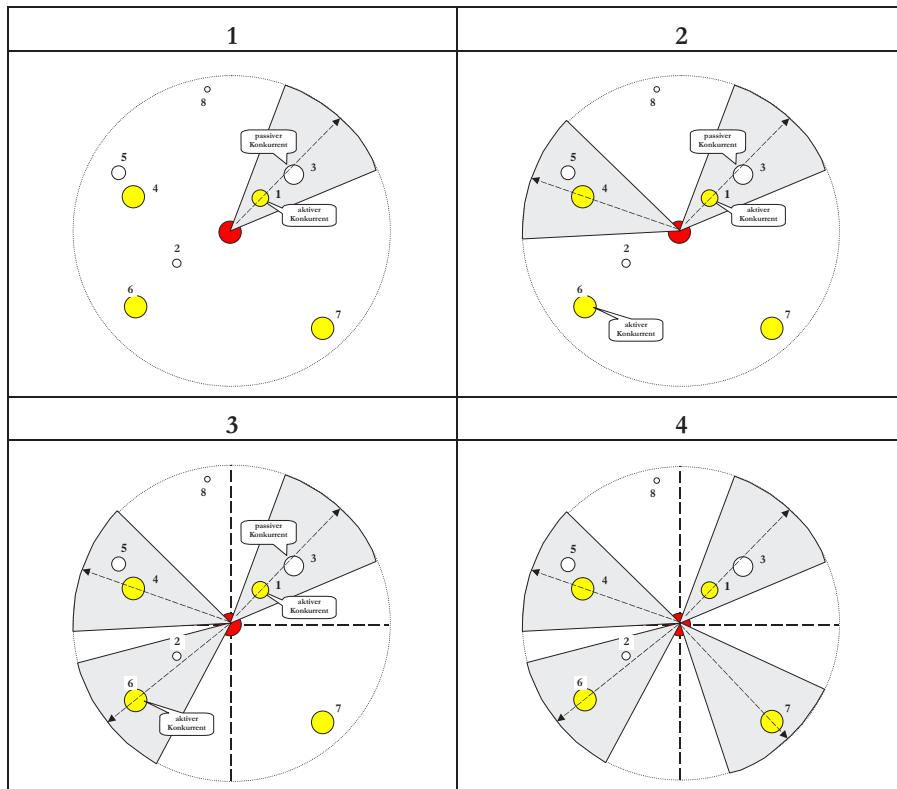


Abbildung 2.2-6. Darstellung der vier Iterationsschritte zur Ermittlung des „iterativen HEGYI-Index“.

Entscheidend für die Effektivität des iterativen Hegyi-Index ist die Wahl des Parameters  $k$  in Gleichung 2.2-20. Bei  $k = 1$  zum Beispiel ist der CZR gleich dem mittleren Baumabstand, und somit gibt es keine Konkurrenz. Bei der Bestimmung der Konkurrenz bäume muss also der CZR mindestens so groß sein wie der mittlere Baumabstand.

### Verfügbare Wuchsraum

Als potentiell verfügbarer Wuchsraum wird der auf die horizontale Ebene projizierte Standraum eines Baumes bezeichnet, unter Berücksichtigung der Nachbarbäume (die *Area Potentially Available* - APA nach Brown, 1965). Alle Standflächen eines Bestandes zusammen ergeben eine sog. *Dirichlet* Tessellation bzw. ein *Voronoi*-Diagramm, benannt nach den Wissenschaftlern, die sich mit der Aufteilung von Standflächen nach bestimmten geometrischen Mustern befassen.

Der potentiell verfügbare Wuchsraum eines Baumes wird auch als *topologische Standfläche* bezeichnet, die sich durch das Errichten der Senkrechten in der Halbierungsebene der Abstände zu den Nachbarbäumen ergibt (Brown, 1965; Jack, 1967; Stöhr, 1963; Klier, 1969; Hessenmöller, 2001). Zur Standfläche gehören alle Punkte der Bestandesfläche, die einem Baumstandpunkt näher sind als den Standpunkten aller anderen Bäume des Bestandes. Die Standflächengrenze ist



durch einen konvexen Polygonzug definiert. Die Bestandesfläche wird lückenlos aufgeteilt. Wachstumsgrößen der Bäume werden nicht berücksichtigt (Abb. 2.2-7).

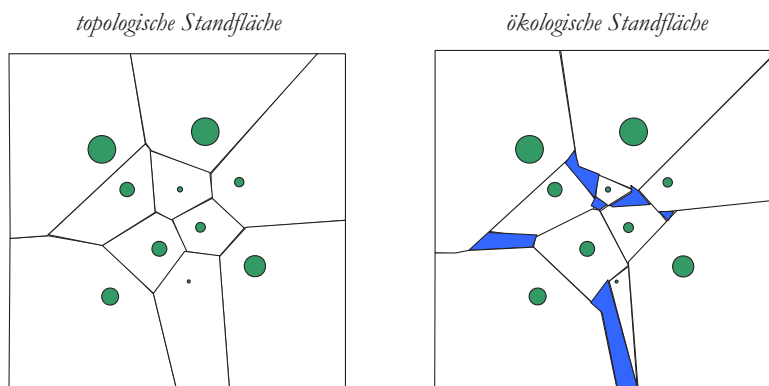


Abbildung 2.2-7. Beispielhafte Darstellung der topologischen und ökologischen Standfläche von 10 Bäumen unterschiedlicher Dimension (Hessenmöller, 2002).

Durch eine Gewichtung der Abstände zu den Grenzlinien zwischen den Nachbarn mit Hilfe ausgewählter Wachstumsgrößen (Durchmesser oder Kronenvolumen) entsteht ein sogenanntes ökologisches Polygonmodell (Stöhr, 1963; Klier, 1969). In diesem Modell ist die Standflächenbegrenzung ebenfalls durch ein konvexes Polygon gegeben, aber die Bestandesfläche wird nicht mehr lückenlos aufgeteilt (s. Grafik rechts in Abb. 2.2-7)..

Die Verwendung von Standflächen erfolgte im Bereich der Forstwissenschaften und Ökologie auf vielfältige Weise. Matèrn (1986, S. 39 ff.) und Pilou (1977, S. 181 ff.) zeigen beispielhafte Anwendungen für ökologische Fragestellungen. Matsumura (1988), Römisch (1995) und Hessenmöller (2002) verwenden Standflächenmodelle zur Zuwachsschätzung, während Staupendahl (1997) das Prinzip der *Dirichlet'schen Tesselation* im Rahmen einer Verjüngungsinventur zur flächenbezogenen Erfassung von Baumarten- und Höhenstufenanteilen berücksichtigt.

### Weitere Beispiele zur Bestimmung der Punktdichte

Das Wachstum der Bäume wird entscheidend durch den zur Verfügung stehenden Wuchsraum geprägt. Die waldwachstumkundliche Literatur enthält daher eine fast unübersehbare Fülle unterschiedlicher Methoden zur Beschreibung der Punktdichte. Kraft (1884) verwendete bereits eine sog. *Wachsraumzahl*, die das Verhältnis des Kronenschirmflächendurchmessers eines Baumes zu dessen Bruthöhendurchmesser angibt. Beide Variablen sind in gleichen Einheiten gemessen. In seiner Untersuchung zum Wachstum der Waldkirsche konnte Spiecker (1994) eine lineare Beziehung zwischen der Wachsraumzahl und dem Durchmesserwachstum einzelner Kirschen nachweisen (Abb. 2.2-8). Die Wachsraumzahl kann für einzelne Bäume im Gelände, u. U. auch mit Hilfe einer Stichprobe für die gesamte Durchmesserverteilung, geschätzt werden.

Das Wachstum der Bäume wird entscheidend durch die waldbauliche Behandlung gesteuert. Beispielhaft zeigt Spiecker (1994) die großen Unterschiede in den Durchmesserentwicklungen von drei im Mittelwald (A, B, C) und drei im Schlaghochwald (a, b, c) erwachsenen Waldkirschen. Die entsprechenden Alter und Brusthöhendurchmesser der sechs Bäume sind:

	Mittelwald			Schlaghochwald		
	A	B	C	a	b	c
Alter (Jahre)	40	72	88	29	46	60
BHD (cm)	36	57	83	15	21	32

Die Durchmesserentwicklung der Bäume in Abbildung 2.2-8 ist im gleichen Maßstab durch Kreise im Abstand von 10 Jahren dargestellt.

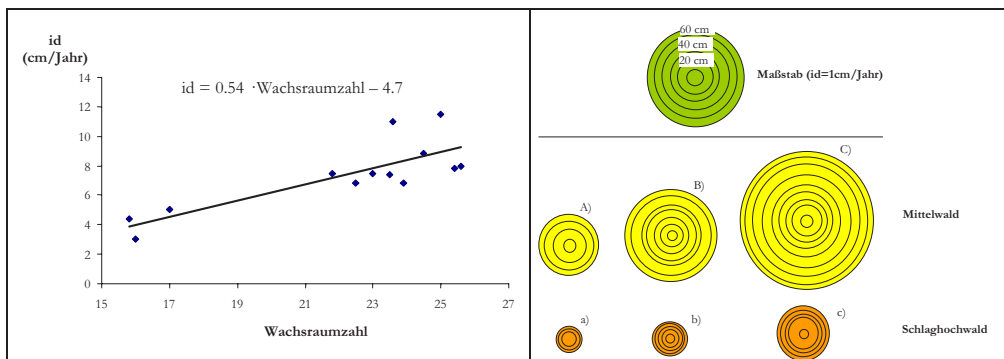


Abbildung 2.2-8. Beziehung zwischen BHD-Zuwachs und Wachsraumzahl von Waldkirschen (links) und grafische Darstellung des Durchmesserwachstums von sechs Waldkirschen im lockeren und gedrängten Stand (rechts) im Vergleich zum Maßstab mit BHD-Zuwachs von 10mm/Jahr (nach Spiecker; 1994).

Im Hochwald befinden sich die Kirschen nach den Untersuchungen von Spiecker (1994) häufig im Zwischenstand, während die Mittelwaldkirschen in der Regel frei erwachsen sind.

Stellvertretend für die inzwischen zahlreichen Methoden zur Beschreibung der Punktdichte sind vier Beispiele in Abbildung 2.2-9 aufgeführt. Biging u. Dobbertin (1992) schätzen die Summe der Kronenvolumen<sup>9</sup> von Konkurrenten oberhalb des Schnittpunktes der Konkurrenzöffnungswinkel-Linie mit der Baumachse. Der Konkurrenzöffnungswinkel beträgt zwischen 50° und 60°, und der Konkurrenzindex entspricht dem Verhältnis der berücksichtigten Kronenvolumen der Nachbarn zum Kronenvolumen des Bezugsbaumes. Schütz (1989) ermittelt die Konkurrenz unter Berücksichtigung der Höhenunterschiede, Kronenbreiten und Abstände

<sup>9</sup> Berechnet als Volumen eines Kegels:  $V = h \cdot \pi \cdot r^2 / 3$

zwischen dem Bezugsbaum und dessen Nachbarn<sup>10</sup>. Ein Nachbar wird als Konkurrent eingestuft, wenn  $E_{ij} \leq 0.5 \cdot (r_i + r_j) + 0.65 \cdot (H_j - H_i)$ .

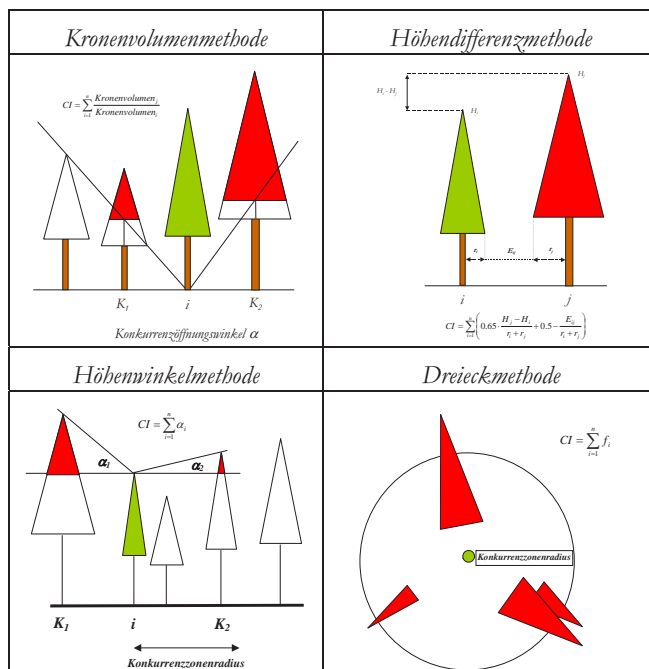


Abbildung 2.2-9. Vier Methoden zur Berechnung der Punktdichte: die Kronenvolumenmethode nach Biging u. Dobbertin (1992), die Höhenwinkelmethode nach Rautiainen (1999), die Höbendifferenzmethode nach Schütz (1989) und die Dreieckmethode nach Ekö u. Ågestam (1994).

Der Konkurrenzindex nach Rautiainen (1999) ist gleich der Summe der von der Spitze des Bezugsbaumes gemessenen Höhenwinkel innerhalb eines vorgegebenen Konkurrenzradius. Ekö u. Ågestam (1994) definieren ebenfalls einen festen Konkurrenzradius. Innerhalb des Konkurrenzkreises werden die Konkurrenz bäume durch gleichschenklige Dreiecke dargestellt, deren Höhe und Basis durch die Baumdimension bestimmt werden. Der Konkurrenzindex ist gleich der Summe der Dreiecksflächen.

In einem dreidimensional-räumlichen Modell berücksichtigt Pretzsch (1992) die seitliche Einengung und Überschattung eines Baumes durch dessen Konkurrenten. In einem gerasterten Suchraum, der durch einen Suchkegel festgelegt ist, wird die Beschattung mit Hilfe einer Trefferabfrage erfasst. Auf der Basis dieser Trefferabfrage kann für beliebige Koordinaten im Bestand ein Beschattungsindex berechnet werden.

<sup>10</sup> Zur Anwendung des Konkurrenzindex nach Schütz s. auch Ung et al. (1997).

Erweiterte Beschattungsmodelle mit räumlicher Simulation der Lichtkonkurrenz spielen ebenfalls eine gewisse Rolle bei der Bestimmung der Konkurrenzsituation von Einzelbäumen. Nach Courbaud (1995; s. auch Biber, 1996) zum Beispiel kann die Strahlungsmenge durch Diskretisierung der direkten und diffusen Himmelsstrahlung für einen beliebigen Punkt im Bestand bestimmt werden (Abb. 2.2-10, links).

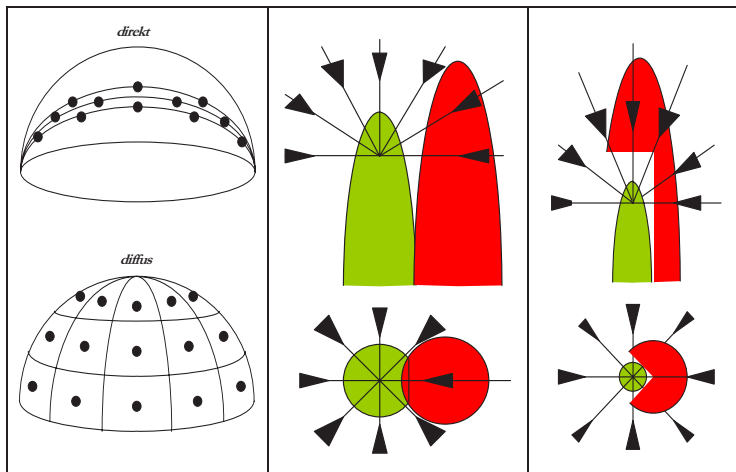


Abbildung 2.2-10. Diskretisierung der direkten und diffusen Himmelsstrahlung. Die Lichtkonkurrenz ergibt sich durch die seitliche Bedrängung und Überschattung. Ermittlung der Konkurrenz durch Diskretisierung der Himmelsstrahlung nach Courbaud (1995).

Die Lichtkonkurrenz ist das Resultat der seitlichen Bedrängung und Überschattung durch benachbarte Bäume (Abb. 2.2-10, rechts). Die Strahlungsmenge  $L_i$  für den Punkt  $i$  im Bestand ergibt sich einfach durch die Summe der Strahlungsmengen  $l_{ij}$  der diskreten Himmelskörperflächen aus der Richtung  $j$ :

$$L_i = \sum_{j=1}^n l_{ij} . \quad 2.2-21$$

Der Ansatz ist intuitiv einleuchtend, vernachlässigt aber Unterschiede in der Kronenstruktur und Belaubung sowie tägliche Änderungen der Strahlungsverhältnisse. Die realen Konkurrenzbedingungen im Umfeld eines Baumes sind durch aktuelle Zustände bestimmt, die in der Regel nicht bekannt sind. Daher haben sich für die Einschätzung der Konkurrenz die einfacheren Konkurrenzindizes, wie z.B. der *BAL*-Index durchgesetzt.



### 2.23 *Waldstruktur und Diversität*

Neben der Dichte gehört die Struktur zu den charakteristischen Merkmalen der Waldbestände. Die Waldstruktur gibt Auskunft über die Verteilung der Baumeigenschaften, insbesondere über die Verteilung der Baumarten und Baumdimensionen, der Kronenlängen, der Blattflächen und der wertbestimmenden Merkmale. Dementsprechend sind die Hilfsmittel zur Beschreibung der Waldstruktur Häufigkeitsverteilungen der Attribute von Einzelbäumen oder Baumkollektiven. Die Raumstruktur wird nicht nur bestimmt durch die räumliche Verteilung der Baumstandpunkte im Gelände, sondern auch durch die kleinräumigen Nachbarschaftsbeziehungen innerhalb von Baumgruppen. Die Gleichförmigkeit bzw. Unterschiedlichkeit benachbarter Bäume ist ein wesentliches Merkmal der Waldstruktur. Eine geringe Struktur zeigen Wälder mit homogenen Baumkollektiven, in denen die Individuen der gleichen Art angehören und ähnliche Dimensionen aufweisen. Stark strukturiert sind Wälder mit hoher Arten- und Dimensionsvielfalt innerhalb von Nachbarschaftskollektiven.

Die Waldstruktur ist einerseits das Resultat biologischer Prozesse und menschlicher Nutzung. Andererseits werden wichtige Funktionen des Ökosystems durch die räumliche Struktur beeinflusst. Struktur ist also sowohl das Produkt der Walddynamik als auch eine ihrer Ursachen. Durch die Anzahl und Verteilung der Baumarten werden Strahlung und Temperatur und damit zahlreiche biotische und abiotische Abläufe beeinflusst. Räumliche Muster der Baumverteilung wirken sich aus auf den Zuwachs und die Konkurrenzsituation der Einzelbäume, auf das Wachstum und die Überlebensrate der Verjüngung, und auf zahlreiche Vorgänge im Kronenraum der Waldbäume (Moeur, 1993; Pretzsch, 1995). Die vertikale und horizontale Dimensionsdifferenzierung bestimmt die räumliche Verteilung der mikroklimatischen Bedingungen, die Verfügbarkeit von Ressourcen und die Ausprägung vielfältiger Lebensräume und Nischen, und dadurch direkt oder indirekt die biologische Diversität innerhalb einer Population. Angaben über die Waldstruktur können zum besseren Verständnis der Geschichte, der Funktionen und der zukünftigen Entwicklungsmöglichkeiten eines Waldbestandes beitragen (Franklin et al., 1981; Harmon et al., 1986; Ruggiero et al., 1991; Spies, 1997). Schließlich bietet die Analyse der räumlichen und zeitlichen Vielfalt der Waldstrukturen eine gute Grundlage für die Entwicklung von Waldbaustrategien, denn die dreidimensionale „Geometrie“ eines Waldbestandes hat nicht nur ökologische, sondern auch ökonomische Auswirkungen (Spies et al., 1991; McComb et al., 1993; Jaehne and Dohrenbusch, 1997; Kint et al., 2003).

#### **Artenvielfalt**

Eine direkte Folge der großräumigen Waldzerstörung seit der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts ist ein ungewöhnlich hoher Artenschwund. Viele Tier- und Pflanzenarten sind bereits ausgestorben oder sind vom Aussterben bedroht. Die Erkenntnis dieser bedrohlichen

Situation führte zu einer verstärkten Aktivität im Bereich der Diversitätsforschung. Zu den Ergebnissen der Diversitätsforschung gehören Erkenntnisse über die Beziehung zwischen der Größe der Aufnahmeflächen und der Artenzahl. Daneben befasst sich diese Forschung auch mit der Beziehung zwischen unterschiedlichen natürlichen Sukzessionsstadien und der Artenzahl in bestimmten Waldökosystemen.

Die Zahl der Baumarten steigt erwartungsgemäß mit zunehmender Flächengröße. Abbildung 2.2-11 zeigt beispielhaft die empirische Beziehung zwischen der Größe der Aufnahmefläche und der Anzahl der Baum- und Straucharten in Panama (links; nach Hubbell, 2001). Die Artenzahl steigt zwischen 100 m<sup>2</sup> und etwa 50 ha beträchtlich an. Dagegen ist ein weiterer Anstieg im Bereich 50 ha bis etwa 1500 ha weniger dramatisch. Größere Einheiten wie die Kanalregion oder die gesamte Landfläche von Panama liefern dagegen wieder einen erheblichen Zuwachs an einheimischen Baum- und Straucharten.

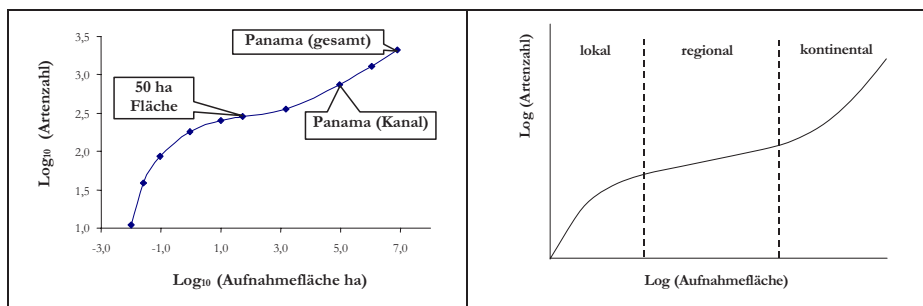


Abbildung 2.2-11. Empirische Beziehung zwischen der Größe der Aufnahmefläche und der Anzahl der Baum- und Straucharten in Panama (links) und daraus abgeleitetes allgemein gültiges Modell (rechts, nach Hubbell, 2001, S. 161 u. S. 199).

Daneben ist die theoretische „Drei-Phasen-Kurve“ der Artenvielfalt nach Hubbell (2001) dargestellt. Auf lokaler Ebene nimmt die Artenzahl mit zunehmender Größe der Aufnahmefläche stark zu. Auf regionaler Ebene wird die kumulative Artenzahl weniger durch die relative Artenhäufigkeit beeinflusst, sondern stärker durch das Gleichgewicht zwischen Artenbildung, räumlicher Verteilung und Aussterben der Arten. Die kontinentale und interkontinentale biogeographische Dimension bringt räumlich getrennte evolutionäre Entwicklungen hervor, in deren Folge wieder eine hohe Artenzunahme mit zunehmender Flächengröße beobachtet werden kann. Die in der Abbildung 2.2-11 rechts dargestellte „Arten-Flächenkurve“ weist nach Hubbell (2001, S. 158) für Aufnahmeflächen zwischen 0,5 ha und dem interkontinentalen Bereich eine ähnliche Form für die Avifauna der Welt auf.

Auf lokaler Ebene wird die Biodiversität der Wälder nicht nur durch die Größe der Aufnahmeflächen, sondern offensichtlich auch durch das forstliche Management beeinflusst. Die Auswirkungen der Baumartenwahl, des Durchforstungszyklus und der Produktionsdauer auf den

Artenreichtum werden häufig auf unbehandelten Flächen untersucht. Abbildung 2.2-12 zeigt die Beziehung zwischen den unterschiedlichen natürlichen Sukzessionsstadien und der Artenzahl in einem Buchenwaldökosystem nach Jenssen u. Hofmann (2002).

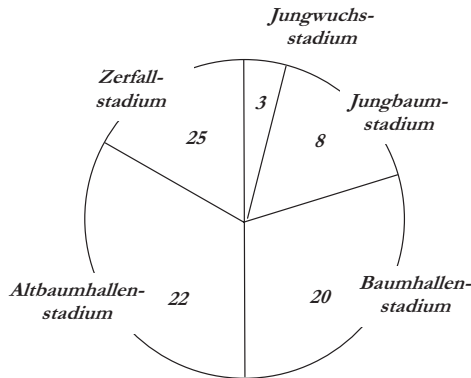


Abbildung 2.2-12. Durchschnittliche Pflanzenartenzahl auf 400 m<sup>2</sup> für unterschiedliche Buchenwald-Sukzessionsstadien (nach Jenssen u. Hofmann, 2002).

Die mittlere Zahl der Pflanzenarten zeigte in dieser Untersuchung bei konstanter Größe der Aufnahme­fläche vom dichten Jungwuchsstadium zum Baumhallenstadium eine besonders hohe Zunahme. Die höchste Artenzahl wurde im Zerfallstadium beobachtet, wo der kleinräumige Wechsel von Licht und Beschattung vielfältige Wachstumsbedingungen schafft.

Eine außergewöhnliche und bemerkenswerte Darstellung der Diversität in Waldökosystemen zeigt die Beziehung zwischen dem Rang der Artenhäufigkeit und der Relativen Artenhäufigkeit nach Hubbell (2001, Abb. 2.2-13). Ein hoher Rang einer Art bedeutet eine hohe relative Häufigkeit bzw. Dominanz. Das erste Beispiel in Abb. 2.2-13 zeigt die Beziehung für einen borealen Wald mit weniger als 10 Baumarten; dort sind die ranghöchsten Arten mit besonders hoher Dominanz vertreten. In einem Laubwald der gemäßigten Zone in dem *Great Smokey Mountains Nationalpark* sind auf einer 1 ha großen Versuchsfläche insgesamt 40 Baumarten vertreten. Die Varianz der Artenhäufigkeit ist in dieser Fläche geringer als im borealen Wald. Die geringste Streuung der Artenhäufigkeit zeigt die Aufnahme einer 4 ha großen Fläche in einem immergrünen Tropenwald in der Nähe von Belém in Brasilien. Auf dieser Fläche wurden etwa 200 Baumarten identifiziert.

Mit abnehmendem Artenreichtum werden die häufigen Arten besonders dominant. Dadurch steigt die Streuung der relativen Artenhäufigkeit in Wäldern mit geringerer Artenzahl. Bemerkenswert ist die Tatsache, dass die in Abbildung 2.2-13 dargestellten Beziehungen eine ähnliche Form aufweisen. Die „S-förmige“ Beziehung ist nach Hubbell (2001) unabhängig von der Flächengröße und lässt sich möglicherweise durch ein Modell beschreiben, dessen Parameter durch die Artenzahl bestimmt werden.



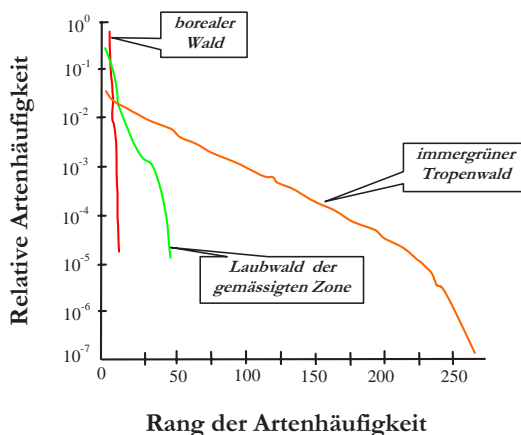


Abbildung 2.2-13. Etwas vereinfachte Darstellung der Dominanz-Diversitätsbeziehungen für drei Waldökosysteme nach Hubbell (2001, S. 116).

### Durchmesserverteilungen

Die Diversität eines Waldes wird nicht nur durch die dort vorkommenden Arten, sondern auch durch die Verteilung der Baumdimensionen bestimmt. Zu den wichtigen Dimensionsvariablen für die Forstpraxis zählen der Brusthöhendurchmesser (BHD) und die Baumhöhe (H). Die Häufigkeitsverteilungen der BHD's und Höhen weisen je nach Bestandestyp und waldbaulicher Behandlung charakteristische Formen auf. Sie können eingipflig (unimodal) oder mehrgipflig (multimodal), linkssteil oder rechtssteil sein (Abb. 2.2-14).

Die Analyse der Häufigkeitsverteilungen der Durchmesser und Höhen soll am Beispiel einer 0.16 ha großen Fichtenprobestfläche aus dem Solling erläutert werden. Für die 41 Fichten, vor 116 Jahren gepflanzt, wurden die folgenden Brusthöhendurchmesser (BHD) ermittelt (Tab. 2.2-5):

<i>BHD cm</i>
41, 41, 38, 53, 44, 42, 50, 43, 40, 44, 40, 33, 39, 32, 49, 47, 38, 40, 37, 34, 47, 37, 41, 38, 38, 43, 40, 42, 34, 39, 41, 44, 41, 45, 43, 36, 36, 46, 46, 34, 50

Tabelle 2.2-5. Liste der Brusthöhendurchmesser [cm] einer 116-jährigen Fichtenprobestfläche von 0.16 ha im Solling.

Üblicherweise werden die Durchmesserwerte in Durchmesserklassen angeordnet. Eine BHD-Klasse mit Klassenmitte  $X$  schließt alle BHD-Werte ein, die größer als der untere Grenzwert  $X_u$  und kleiner gleich dem oberen Grenzwert  $X_o$  sind ( $X_u < X \leq X_o$ ). Für die BHD-Klasse 40 in Tab. 2.2-6 gilt beispielsweise:  $X=40$ ,  $X_u=39$  und  $X_o=41$ . Die jeweiligen Häufigkeiten für die Klassen ergeben eine diskrete Häufigkeitsverteilung.

<i>BHD</i>	32	34	36	38	40	42	44	46	48	50	52	54
<i>n</i>	1	4	2	6	6	7	6	4	2	2	0	1

Tabelle 2.2-6. Verteilung der Brusthöbendurchmesser aus Tabelle 2.2-5 auf Durchmesserklassen  $\approx 2$  cm.

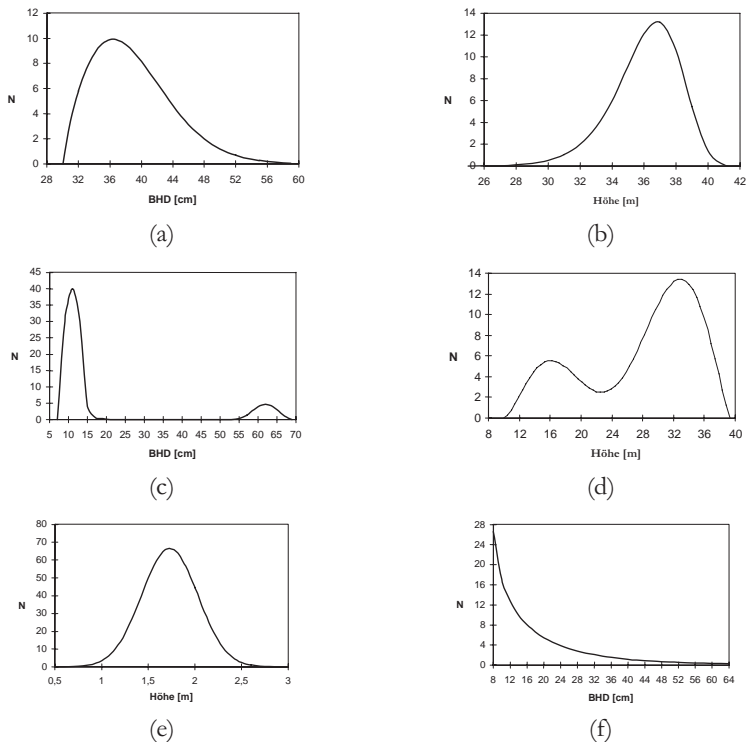


Abbildung 2.2-14. Typische Häufigkeitsverteilung (a) der BHD im gleichaltrigen Reinbestand (linkssteil), (b) der Baumhöhen im gleichaltrigen Reinbestand (rechtssteil), (c) der BHD im Überhaltbetrieb, (d) der Baumhöhen im zweischichtigen Mischbestand (zweigipflig), (e) der Pflanzenhöhen im jungen, gleichaltrigen Reinbestand (normalverteilt) und (f) der BHD im Plenterwald (exponentiell).

Je nach der beabsichtigten Verwendung der Daten werden die absoluten oder die relativen Häufigkeiten gebildet. Die relativen Häufigkeiten lassen sich auch als Wahrscheinlichkeiten interpretieren, mit der ein bestimmter Baum  $i$  in einem Bestand mit einer gegebenen Durchmesserverteilung einer Durchmesserstufe  $k$  zuzuordnen ist. Um eine Durchmesserverteilung charakterisieren zu können, wird die empirische, diskrete Häufigkeitsverteilung in Form einer stetigen Verteilung ausgedrückt. Eine häufig verwendete Modell ist die *Weibull-Funktion* (Abb. 2.23-15).

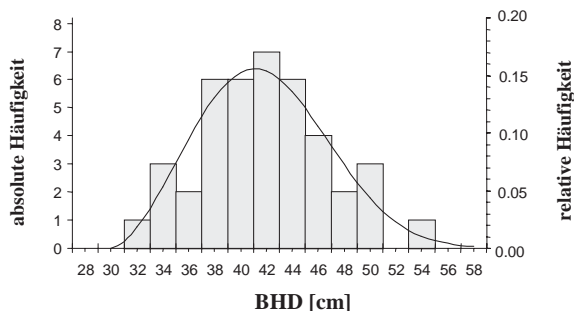


Abbildung 2.2-15. Verteilung der absoluten und relativen diskreten Durchmesserhäufigkeiten über 2 cm-Durchmesserstufen, dargestellt in Form eines Histogramms und ausgeglichen mit der stetigen Weibull-Funktion.

Mit Hilfe der Weibull-Funktion ist es nicht möglich, die Wahrscheinlichkeit zu berechnen, mit der eine stetige Variable (z.B. der BHD) einen *bestimmten* Wert annimmt. Vielmehr ermittelt man die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Wert über- oder unterschritten wird, bzw. dieser in einem bestimmten Intervall (z.B. der BHD-Klasse) liegt. Die *Flächenanteile* unter der Kurve werden also als Wahrscheinlichkeiten gedeutet, wie ja auch im Histogramm nicht die Höhe, sondern die *Fläche* der Säulen proportional zur relativen Häufigkeit und damit Wahrscheinlichkeit ist. Derartige, stetige Funktionen nennt man Dichtefunktionen.

Da die Dichtefunktion der Weibullverteilung - auch wegen der relativ komplizierten Funktionsgleichung - nicht gut zu handhaben ist, werden die einzelnen Häufigkeiten über alle Klassen aufsummiert, so dass man aus den Summenhäufigkeiten die kumulierte Häufigkeitsverteilung erhält. Diese ist durch das Integral der Weibull-Dichtefunktion bestimmt (Gl. 2.2-22).

$$F(x) = P(X \leq x) = \int_{-\infty}^x D(X) dX = 1 - e^{-\left(\frac{x-a}{b}\right)^c} \quad 2.2-22$$

mit

- X = zufällig ausgewählter BHD,
- x = BHD, für den die Wahrscheinlichkeit berechnet werden soll, dass X kleiner gleich x ist
- D(X) = Dichtefunktion der weibullverteilten Zufallsvariablen X,
- F(x) = P(X ≤ x) = Summenhäufigkeitsfunktion der weibullverteilten Zufallsvariablen X,  
= Wahrscheinlichkeit, dass ein zufällig ausgewählter BHD X kleiner gleich x ist,
- a = *Lageparameter* der Weibull-Funktion,
- b = *Maßstabsparameter* der Weibull-Funktion,
- c = *Formparameter* der Weibull-Funktion.

Im vorliegenden Beispiel, für die Daten der Tab. 2.2-6, erhält man die Parameterwerte  $a=30$ ;  $b=13.4$ ;  $c=2.6$ .

**Beispiel:** Die relative Weibull-Stammzahlhäufigkeit in der BHD-Stufe 44 [ $P(43 \leq \text{BHD} \leq 45)$ ] mit unterem und oberem Grenzdurchmesser 43 bzw. 45 ergibt sich durch einfache Subtraktion:  $P(\text{BHD} \leq 45) - P(\text{BHD} \leq 43) = 0.74 - 0.6 = 0.14$ . Multipliziert mit der Stammzahl des Bestandes erhält man die absolute Weibull-Stammzahlhäufigkeit:  $0.14 \cdot 41 = 5.74$ , also ungefähr 6 Bäume.

Die allgemeine Formel zur Berechnung der Weibull-Häufigkeit in einer Durchmesserstufe lautet:

$$P(X_u < X \leq X_o) = F(X_o) - F(X_u) = e^{-\left(\frac{X_u - a}{b}\right)^c} - e^{-\left(\frac{X_o - a}{b}\right)^c}$$

Die Bezeichnungen  $u$  bzw.  $o$  beziehen sich auf den unteren bzw. oberen Grenzwert der BHD-Stufe. Die allgemeine Formel zur Berechnung der Weibull-Häufigkeit in einer Durchmesserstufe lautet dementsprechend:

$$P(X_u \leq X < X_o) = F(X_o) - F(X_u) = e^{-\left(\frac{X_o - a}{b}\right)^c} - e^{-\left(\frac{X_u - a}{b}\right)^c} \quad 2.2-23$$

mit  $u, o$  = untere bzw. obere Grenze der BHD-Stufe

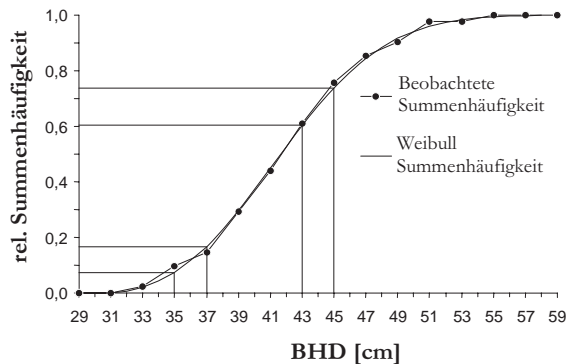


Abbildung 2.2-16. Kumulierte Häufigkeitsverteilung der BHD mit Darstellung der Summenkurve aus den beobachteten Werten<sup>1</sup> und der Weibull-Verteilungsfunktion. Die Weibull-Parameter sind:  $a=30$ ;  $b=13.4$ ;  $c=2.6$ ).

Mit Hilfe der Weibull-Funktion können unterschiedliche Durchmesserstrukturen mit bestimmten Weibullparametern simuliert werden. Zu diesem Zweck wird die kumulative Weibullfunktion:

<sup>1</sup> Wichtig: Die einzelnen Summen werden immer an den Klassenobergrenzen (hier: BHD-Stufenobergrenzen) aufgetragen!

$$F(x) = 1 - e^{-\left(\frac{x-a}{b}\right)^c}$$

invertiert, sodass eine Zufallszahl einen bestimmten Durchmesserwert  $x$  erzeugt:

$$x = a + b \cdot \left[ -\ln(1 - F(x)) \right]^{\frac{1}{c}} = a + b \cdot \left[ -\ln(P(X > x)) \right]^{\frac{1}{c}} \quad 2.2-24$$

wobei  $P(X > x) = 1 - F(x)$  die Wahrscheinlichkeit bezeichnet, dass ein zufällig ausgewählter BHD  $X$  größer ist als  $x$  (eine gleichverteilte Zufallszahl im Bereich  $[0, 1]$ ) und  $a, b, c$  = Parameter der Weibull-Funktion sind.

Die Frage, die mit Hilfe der invertierten Weibull-Funktion beantwortet werden kann, lautet also: Wie groß ist der BHD des Baumes, bei dem die Wahrscheinlichkeit, dass ein zufällig ausgewählter Baum dicker ist, zum Beispiel 50% beträgt? Anders ausgedrückt: wie groß ist der BHD des Baumes, für den gilt, dass die Hälfte aller Bäume des Bestandes einen größeren BHD aufweist? Für den in Abbildung 2.2-16 dargestellten Bestand wäre die Antwort:  $x = 30 + 13.4 \cdot \left[ -\ln(0.5) \right]^{\frac{1}{2.6}} = 41.6$  cm. Eine bestimmte Durchmesserverteilung wird simuliert, indem man für  $P(X \geq x)$  beliebig viele Zufallszahlen zwischen 0 und 1 erzeugt und mit Hilfe der Gleichung (2.2-24) die entsprechenden BHD's berechnet.

Neben der einfachen Handhabung bei der Simulation weist die Weibull-Verteilung den Vorzug auf, dass diskrete beobachtete Durchmesserhäufigkeiten sehr gut durch die einfache stetige Funktion beschrieben werden können. Im Vergleich mit anderen Modellen ergab die Weibull Funktion durchweg die besten Anpassungen (Gadow, 1987). Auch Durchmesserverteilungen in Mischbeständen lassen sich mit Hilfe der Weibull-Funktion anschaulich beschreiben (Chung, 1996; Liu et al., 2002; Abb. 2.2-17).

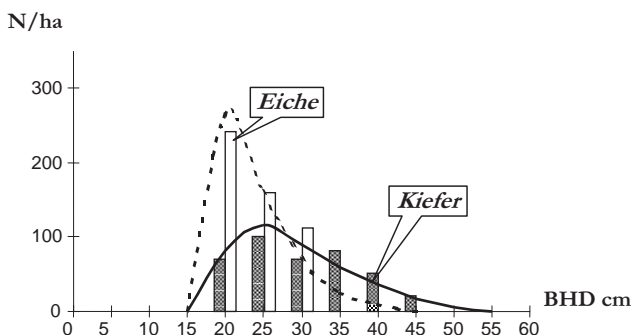


Abbildung 2.2-17. Durchmesserverteilungen in einem Kiefern-Eichen-Mischbestand nach Chung (1996). Die Weibull-Parameter sind  $a=16.7$ ;  $b=11.8$ ;  $c=1.36$  (Kiefer) und  $a=14.7$ ;  $b=6.7$ ;  $c=1.32$  (Eiche).

In gleichaltrigen Reinbeständen können die Parameter unterschiedlicher unimodaler Verteilungsfunktionen mit Hilfe von Bestandesmittelwerten geschätzt werden (Nagel u. Biging,

1995, S. 185 ff.). Eine Besonderheit bilden hochdurchforstete Buchenbestände, in denen die unterständigen Bestandeglieder meist lange überleben. Dadurch entstehen zwei typische Subpopulationen aus Ober- und Unterstand, welche durch unimodale Verteilungsfunktionen häufig nicht ausreichend genau beschrieben werden (Abb. 2.2-18)<sup>2</sup>. Zur Darstellung solch zweigipfliger Verteilungen eignet sich eine gemischte bimodale Weibull-Funktion. Zu diesem Zweck empfehlen Wenk (1996) und Condés (1997) eine getrennte Berechnung der Funktionsparameter für unterschiedliche Baumschichten.

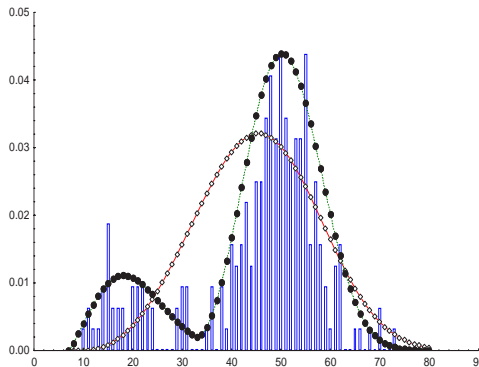


Abbildung 2.2-18. Durchmesserverteilung eines 137-jährigen hochdurchforsteten Buchenbestandes mit 230 Bäumen/ha, nach Hessenmöller u. Gadow (2001). Die Schwächen der Anpassung der unimodalen Weibull Funktion (Rauten) im Vergleich mit der bimodalen Funktion (Punkte) sind erkennbar.

Die in Buchenbeständen typische bimodale Verteilung ergibt sich aus:

$$f(x) = g \cdot f_u(x) + (1 - g) \cdot f_o(x) \quad 2.2-25$$

dabei beschreiben  $f_u(x)$  und  $f_o(x)$  jeweils die Funktionen für den Unterstand und den Oberstand und  $g$  den Verknüpfungparameter der Funktionen. Die Dichte der bimodalen Weibull-Funktion ergibt sich durch:

$$f(x) = \begin{cases} 0 & \text{für } x \leq a_u \\ g \cdot \left[ \frac{c_u}{b_u} \cdot \left( \frac{x-a_u}{b_u} \right)^{c_u-1} \cdot e^{-\left( \frac{x-a_u}{b_u} \right)^{c_u}} \right] & \text{für } a_u < x \leq a_o \\ g \cdot \left[ \frac{c_u}{b_u} \cdot \left( \frac{x-a_u}{b_u} \right)^{c_u-1} \cdot e^{-\left( \frac{x-a_u}{b_u} \right)^{c_u}} \right] + (1-g) \cdot \left[ \frac{c_o}{b_o} \cdot \left( \frac{x-a_o}{b_o} \right)^{c_o-1} \cdot e^{-\left( \frac{x-a_o}{b_o} \right)^{c_o}} \right] & \text{für } a_o < x \end{cases} \quad 2.2-26$$

<sup>2</sup> In Buchenurwäldern finden sich, in Abhängigkeit vom Sukzessionsstadium, vielfältige Strukturen (Korpel, 1992; Košir, 1966).

Das Ziel der Untersuchung von Hessenmöller u. Gadow (2001) war die Schätzung der Parameter der bimodalen Weibull-Funktion mit der im Waldbegang der Forsteinrichtung erhobenen Grundfläche, Oberhöhe, sowie dem maximalen und minimalen Durchmesser. Für die Parameterschätzungen standen zahlreiche A-Grad-Flächen (ohne Durchforstung) im Altersbereich von 51 bis 150 Jahren und D-Grad-Flächen (mäßige Hochdurchforstung) im Altersbereich von 56 bis 98 Jahren der *Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt* sowie 30 vollgekluppte Buchenreinbestände aus dem staatlichen Forstamt *Paderborn* im Altersbereich 59 bis 137 Jahren zur Verfügung. Die Parameterschätzfunktionen wiesen keine systematischen Fehler auf. Erwartungsgemäß werden die bimodalen Funktionen den Verhältnissen eines Buchenaltholzes besser gerecht als eine unimodale Funktion. Allerdings ist die Schätzgenauigkeit abhängig von der Genauigkeit der im Waldbegang erhobenen Eingangsgrößen, besonders von den Stammzahlen im Ober- und Unterstand.

Zur Bewertung der Güte der Anpassung der geschätzten Weibull-Funktion wird häufig der sog. *Genetische Abstand* verwendet, der die Ähnlichkeit von zwei Strukturen beschreibt und definiert ist durch (Gregorius, 1974; Pommerening, 1997; Niggemeyer, 1999):

$$0 \leq d = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n |\hat{x}_i - x_i| \leq 1 \quad 2.2-27$$

Dabei ist  $n$  die Anzahl der Durchmesserklassen,  $\hat{x}_i$  bzw.  $x_i$  bezeichnen die Klassenhäufigkeiten der Durchmesserstufe  $i$  der geschätzten bzw. wahren Werte der Verteilung des jeweiligen Bestandes. Für  $d=1$  haben die Verteilungen keine Gemeinsamkeiten, für  $d=0$  sind die Verteilungen identisch. Das Abstandsmaß  $d$  gibt also den Anteil der Bäume an, welcher ausgetauscht werden müsste, damit beide Kollektive eine identische Durchmesserstruktur aufweisen

### Verteilung der Baumhöhen

Ein weiteres wesentliches Strukturmerkmal eines Bestandes ist die Verteilung der Baumhöhen. Die Höhenverteilung beschreibt die sog. *Vertikalstruktur* eines Bestandes. Sie lässt sich grundsätzlich ebenso wie die Durchmesserverteilung mit Hilfe einer diskreten Häufigkeitsverteilung oder durch eine stetige Verteilungsfunktion beschreiben. Abbildung 2.2-19 zeigt eine über die Bestandeshöhenkurve abgeleitete Höhenverteilung am Beispiel des 116-jährigen Fichtenbestandes aus dem Solling.

Die Verteilung der Höhen kann indirekt über die Bestandeshöhenkurve ermittelt werden. Diese definiert als Regressionsfunktion die Beziehung zwischen den einzelnen BHD's und Baumhöhen. Zu diesem Zweck stehen unterschiedliche Funktionstypen zur Auswahl. Für nicht allzu stark

strukturierte Reinbestände ist häufig eine einfache logarithmische Funktion ausreichend (Gl. 2.2-28):

$$H = a_0 + a_1 \cdot \ln(\text{BHD}) \quad 2.2-28$$

mit  $a_0, a_1 =$  empirisch ermittelte Koeffizienten

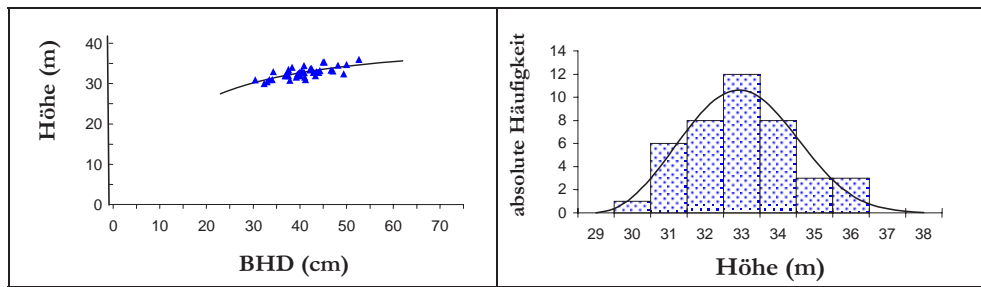


Abbildung 2.2-19. Bestandeshöhenkurve (links) und Höhenverteilung (rechts) eines 116-jährigen Fichtenbestandes aus dem Solling.

Durch Invertieren der Höhenregression erhält man aus (Gl. 2.23-8):  $\text{BHD} = e^{(H-a_0)/a_1}$  und weiter:

$$F(H) = 1 - e^{-\left(\frac{e^{(H-a_0)/a_1} - a}{b}\right)^c} \quad 2.2-29$$

mit a,b,c = Weibullparameter der Durchmesserverteilung.

### Einheitshöhenkurven

Die Messung von Baumhöhen im Gelände ist trotz erheblich verbesserter Messgeräte immer noch sehr aufwendig. Daher werden zur Beschränkung der Höhenmessungen anstelle spezieller Bestandeshöhenkurven sog. Einheitshöhenkurven verwendet (Kramer und Akça, 1995, S. 138 ff.). Eine Einheitshöhenkurve beschreibt eine *einheitliche* bzw. eine verallgemeinerte Beziehung zwischen Baumdurchmessern und -höhen. Die allgemeine Beziehung wird durch Bestandesattribute, z.B. durch das Alter oder die Bestandesdichte, bestimmt.

Die Entwicklung eines Einheitshöhenmodells beschreiben Hui u. Gadow (1993) beispielhaft für gleichaltrige Reinbestände der Baumart *Cunninghamia lanceolata* in China. Auf der Basis permanenter Versuchsflächendaten entwickelten Temesgen u. Gadow (2003) Einheitshöhenkurven für ungleichaltrige Mischbestände in der Waldregion *Interior British Columbia* in Kanada. Acht Baumarten wurden berücksichtigt, und fünf Modelle zur Schätzung der



Baumhöhe als Funktion a) der Baumdurchmesser und b) der Bestandesattribute wurden untersucht. Das nachstehende Modell wurde für die Schätzung der Baumhöhen empfohlen:

$$\hat{H} = 1,3 + a \cdot [1 - e^{b \cdot DBH^c}] \quad 2.2-30$$

mit  $a = a_1 + a_2 \cdot BAL + a_3 \cdot N + a_4 \cdot G$  und  $c = a_5 + a_6 \cdot BAL$

BAL = Grundfläche der Grösseren (m<sup>2</sup>/ha)

G = Grundfläche (m<sup>2</sup>/ha)

N = Stammzahl/ha

$a_1$  bis  $a_7$  sind artspezifische Koeffizienten (Tab. 2.2-7).

Baumart	a				b	c	
	$a_1$	$a_2$	$a_3$	$a_4$	b	$a_5$	$a_6$
<i>Aspen</i>	20.655			0.08724	0.01509	1.399	
<i>Cedar</i>	17.947		-0.0009	0.14087	0.03497	1.304	
<i>Paper birch</i>	20.446		-0.0007	0.13355	0.03576	1.262	
<i>Douglas-fir</i>	32.037	-0.3504	-0.0007	0.18308	0.01797	1.093	0.00802
<i>Larch</i>	41.792				0.01709	1.118	0.00404
<i>Lodgepole pine</i>	20.852	0.3168	-0.0004	0.23962	0.03184	1.087	-0.0014
<i>Ponderosa pine</i>	32.208				0.01738	1.107	
<i>Spruce</i>	17.080	0.0932		0.34276	0.01073	1.462	

Tabelle 2.2-7. Parameterschätzwerte für Gl. 2.2-30 (Die Namen der Baumarten sind in englischer Sprache angegeben, um Verwechslungen zu vermeiden).

Durch das Einheits Höhenmodell konnte die Genauigkeit der Höhenschätzung für die in ungleichaltrigen Mischbeständen vorkommenden Baumarten erheblich verbessert werden, u.a. auch durch die Berücksichtigung des BAL-Index.

### Bivariate Häufigkeitsverteilungen

Bei den bisher genannten Verfahren bleibt die Höhenstreuung oft unberücksichtigt. Für viele Fragestellungen ist die Kenntnis dieser Größe jedoch sinnvoll. Dazu gehören u. a. Sortimentsschätzungen, Beschreibungen der Bestandesstruktur in Naturwäldern und die Erzeugung von realistischen Startkonstellationen für Einzelbaumwuchsmodelle. Eine Möglichkeit, um in mehrschichtigen Beständen die Schätzung der Höhenstreuung für gegebene Durchmesser zu verbessern, besteht in der Anpassung einer bivariaten Häufigkeitsverteilung. Zu diesem Zweck untersuchten Schmidt u. Gadow (1999) die Verwendung der  $S_{BB}$ -Funktion nach Johnson (1949) als Hilfsmittel zur Schätzung der Bestandeshöhenstreuung. In einem zweistufigen Verfahren wurde zunächst die  $S_{BB}$ -Funktion an die bivariate Verteilung der gemessenen BHD-Höhen-Wertepaare angepasst. In einem zweiten Schritt wurden für jede Durchmesserklasse - entsprechend der Stammzahl - äquidistant über das Intervall [0;1] verteilte Werte erzeugt. Schließlich wurde jedem BHD eine Höhe zugewiesen, indem diese Äquidistanzwerte mit den kumulativen Häufigkeiten der bedingten Höhenverteilung der

bivariaten  $S_{BB}$ -Verteilung verglichen wurden. Auf diese Weise konnte die volle Information der BHD-Verteilung genutzt werden, die normalerweise sehr viel mehr Messdaten enthält als die Höhenverteilung.

Ein weiterer Ansatz, um in mehrschichtigen Beständen die Schätzung der Höhenstreuung für einen gegebenen Durchmesser zu verbessern, besteht in der Anpassung einer Mischung zweier bivariater Normalverteilungen (Zucchini et al., 2000). Wenn  $f(d,b)$  die bivariate Dichtefunktion der Durchmesser und Höhen bezeichnet, dann lässt sich das vorgeschlagene "Mischmodell" mit folgender Gleichung beschreiben:

$$f(d, b) = \alpha n_1(d, b) + (1 - \alpha) n_2(d, b) \quad 2.2-31$$

$\alpha$  ist ein Parameter im Intervall  $[0,1]$  und bestimmt, welche Anteile der Gesamtpopulation jeweils zu den beiden bivariaten Einzelverteilungen  $n_1(d,b)$  und  $n_2(d,b)$  gehören. Die Anpassung an die bereits von Schmidt und Gadow (1999) verwendeten Daten der Naturwaldzelle Dreyberg ergab ein  $\alpha = 0,19$ . Der perspektivische Plot (Abb. 2.23-9) der Dichtefunktion zeigt deutlich, dass offensichtlich zwei Subpopulationen bestehen, wobei die größere Subpopulation (der Ober- und Zwischenstand) ungefähr 80% der Gesamtpopulation enthält und einen weniger steilen Gradienten der Durchmesser-Höhen-Regression aufweist als die kleinere Subpopulation der unterständigen Bäume.

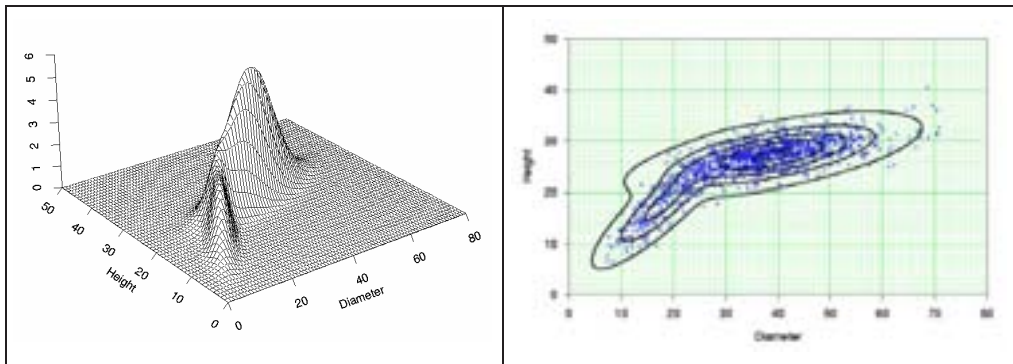


Abbildung 2.2-20. Perspektivischer und Konturplot der gemeinsamen Dichtefunktion zweier bivariater Normalverteilungen, angepasst an die BHD-Höhen-Wertepaare der Naturwaldzelle Dreyberg (Solling).

Die Überprüfung der Anpassungsgüte ergab eine ungewöhnlich gute Anpassung des Modells an die empirischen Daten. Insbesondere verbesserte sich die Anpassung gegenüber der  $S_{BB}$ -Funktion. Das Modell ist einfach zu interpretieren und spiegelt in plausibler Weise wider, dass der Bestand aus zwei Unterpopulationen gebildet wird, die sich in ihrer BHD-Höhen-Beziehung deutlich unterscheiden. Ein Problem bei der Anwendung dieser Methode besteht jedoch in der relativ großen Anzahl an benötigten Messwerten (mindestens 50 BHD-Höhen-Paare). Diesem

Problem wäre zu begegnen, indem man die Verteilungsparameter für einzelne Wuchsbezirke schätzt. Ein anderer möglicherweise lohnenswerter Ansatz besteht darin, die Höhen nicht genau zu messen, sondern lediglich die Zugehörigkeit zu einer Höhenklasse mit Klassenbreiten zwischen 3 und 5 Metern zu schätzen und die Höhenregression für die klassierten Höhenwerte zu berechnen. Verbesserte Methoden zur Reduzierung der Inventurkosten sind stets gefragt.

### Abundanz und Dominanz

Die Beschreibung von Waldbeständen wird mit zunehmender Strukturvielfalt immer anspruchsvoller. Ein einfacher Ansatz zur Beschreibung der Struktur und Vielfalt in artenreichen Mischwäldern basiert auf der Darstellung der artspezifischen Häufigkeiten der Stammzahlen und Grundflächen. Das Beispiel mit drei Naturwaldflächen aus Mexiko in Abbildung 2.2-21 erläutert die Methode.

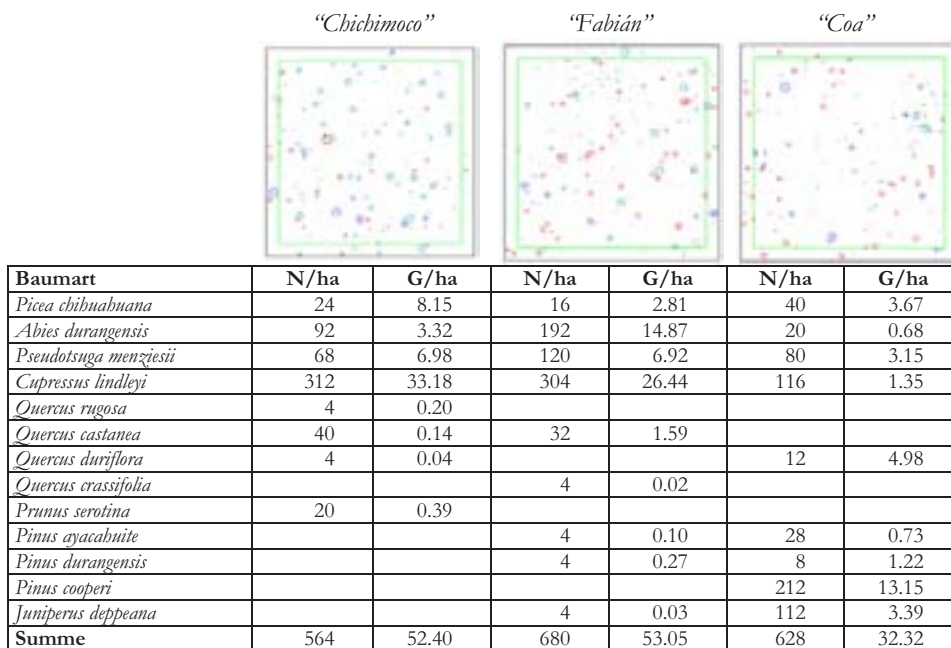


Abbildung 2.2-21. Absolute Stammzahlhäufigkeiten und Grundflächen der 13 Baumarten in drei Versuchsflächen in El Salto, Durango, Mexiko (Aguirre et al., 2003).

Lamprecht (1986) bezeichnet die absolute Stammzahlhäufigkeit einer Art als *Abundanz*. Die Grundfläche ist eine flächenbezogene Dimensionsvariable, die sowohl die Stammzahlhäufigkeit als auch die Information über die Baumdimensionen enthält. Daher wird die absolute Grundfläche einer Art als *Dominanz* bezeichnet. Der *Bedeutungswert* einer Art ergibt sich nach Lamprecht (1986; s. auch Fedlmeier, 1996) aus dem Produkt der relativen Abundanz und Dominanz. Die relativen Stammzahlhäufigkeiten und Grundflächenanteile sind beispielhaft in

Tabelle 2.2-8 für die Fläche *Coa* dargestellt. Wie erwartet, sind die Bedeutungswerte der Arten *Pinus cooperi* (0,1374), *Pseudotsuga menziesii* (0,0124), *Juniperus deppeana* (0,0187), *Cupressus lindleyi* (0,0077) und *Picea chihuahuana* (0,0072) besonders hoch.

Baumart	N%	G%	Bedeutung
<i>Picea chihuahuana</i>	0,0637	0,1136	0,0072
<i>Abies durangensis</i>	0,0318	0,0210	0,0007
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0,1274	0,0975	0,0124
<i>Cupressus lindleyi</i>	0,1847	0,0418	0,0077
<i>Quercus rugosa</i>	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Quercus castanea</i>	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Quercus duriflora</i>	0,0191	0,1541	0,0029
<i>Quercus crassifolia</i>	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Prunus serotina</i>	0,0000	0,0000	0,0000
<i>Pinus ayacahuete</i>	0,0446	0,0226	0,0010
<i>Pinus durangensis</i>	0,0127	0,0377	0,0005
<i>Pinus cooperi</i>	0,3376	0,4069	0,1374
<i>Juniperus deppeana</i>	0,1783	0,1049	0,0187
<b>Summe</b>	1,0000	1,0000	1,0000

Tabelle 2.2-8. Relative Stammzahlhäufigkeiten und Grundflächenanteile der 13 Baumarten in der Versuchsfläche *Coa* in El Salto.

Die Beschreibung der Waldstruktur befasst sich mit den Anteilen bestimmter Merkmale innerhalb einer Population, z.B. mit den Anteilen der Baumarten oder den Anteilen unterschiedlicher Baumdimensionen (Abb. 2.2-22; vgl. Vanclay, 1998). Eins dieser Merkmale ist die Baumart. Der *Artenreichtum* bzw. die *Artendiversität* kann mit Hilfe des Index von Shannon u. Weaver (1949) beschrieben werden:

$$H' ( p_1, p_2, \dots, p_S ) = - \sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i) \quad 2.2-32$$

wobei  $S$  = Anzahl der vorkommenden Arten

$p_i = n_i/N$  mit  $n_i$  = Anzahl der Individuen der Art  $i$  und  $N$  = Anzahl aller Individuen.

Der Shannon-Weaver-Index erfüllt drei Bedingungen (Pielou, 1977, S. 293 ff):

- a) die Artendiversität erreicht einen Maximalwert, wenn alle Arten mit gleichen Anteilen vertreten sind (maximale *evenness*),
- b) sind die Arten in zwei Populationen gleichmäßig verteilt, dann weist die Population mit der größeren Anzahl von Arten die höhere Diversität auf und
- c) wird eine zusätzliche Klassifikation verwendet, z.B. eine zusätzliche Einteilung in Höhenklassen, und beide Klassifikationen sind voneinander unabhängig, d.h. die Kenntnis der Art enthält keine Information über die Höhe, dann ist die Arten-Höhen-Diversität gleich der Summe aus Arten-Diversität und Höhen-Diversität:  $H'(\text{Art, Höhe}) = H'(\text{Art}) + H'(\text{Höhe})$ .

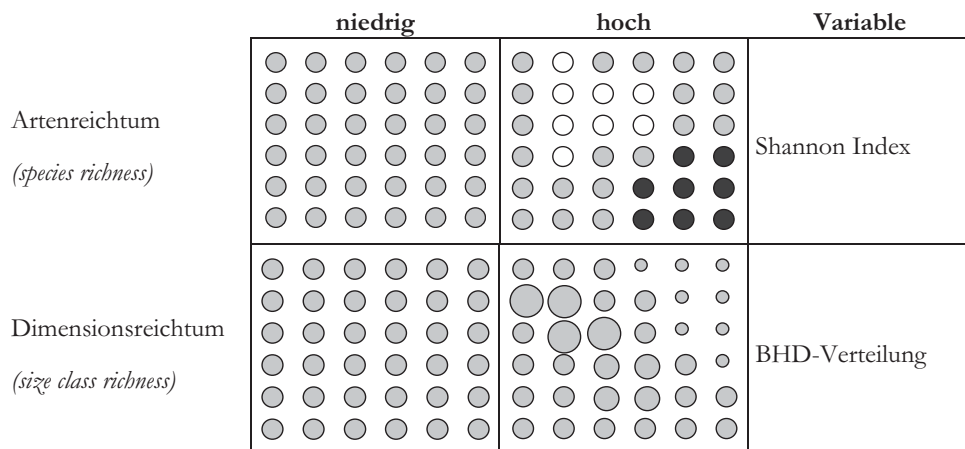


Abbildung 2.2-22. Merkmale der Waldstruktur ohne Berücksichtigung der räumlichen Verteilung der Baumeigenschaften.

Innerhalb räumlich begrenzter Probeflächen kann eine Aussage über die einfache Diversität ausreichend sein. Kommen auf einer kleinen Probefläche zum Beispiel drei Baumarten vor, dann ist auch gleichzeitig eine hohe räumliche Durchmischung gegeben.

Eine besondere Schwierigkeit bereitet die Bestimmung der „*Naturnähe*“. Solange es nicht gelingt, für einen konkreten Waldbestand den „*Naturzustand*“ mit Hilfe messbarer Attribute zu beschreiben, wird es kaum möglich sein, die *Naturnähe* eines Waldbestandes zu bestimmen (Sprugel, 1991).

Im Rahmen der Waldbiotopkartierung kommen auf der Basis von Standortsfaktoren (Vergleich der aktuellen Humusform mit der erwarteten Gleichgewichts-Humusform; anthropogene Störungen) und der Baumartenzusammensetzung (Vergleich der aktuellen Baumarten mit den erwarteten Baumarten der natürlichen Waldgesellschaft) bereits praktische Ansätze zur Bestimmung von *Naturnäbestufen* zum Einsatz (Steinmeyer, 2003).

Der *Dimensionsreichtum* kann durch die Verteilung der Baumdurchmesser, Baumvolumen, Kronenlängen oder Kronenschirmflächen charakterisiert werden. Pretzsch (2001, S. 248) verwendet zum Beispiel den sog. *Artenprofilindex*, der die Artenanteile in unterschiedlichen Höhenzonen wiedergibt. Einfache Diversitäts-Indizes werden bei der Auswertung von permanent markierten Probekreisen berücksichtigt, in denen räumliche Strukturparameter wegen des Randproblems nicht verwendet werden können (Sterba, 1998; Nagel, 1998).



Tafel 2.2-2. Die Naturwaldfläche Chichimoco aus Mexiko in El Salto, Durango, Mexiko (Photo O. Aguirre Calderón)

Trotz dieser Schwierigkeit ist die räumliche Struktur eines Waldbestandes ein charakteristisches Merkmal, mit dessen Hilfe ungleichförmige Wälder mit individuellen Baumartenmischungen, Dimensionsverteilungen und Nachbarschaftsbeziehungen ausreichend genau beschrieben werden können. Der Begriff *Struktur* bezieht sich auf die spezifische Anordnung der Elemente eines Systems. Die *Waldstruktur* beschreibt dementsprechend die Verteilung der Baumeigenschaften innerhalb eines Waldes. Zu diesem Zweck werden Variablen benötigt, die einen Vergleich

zwischen unterschiedlichen Strukturen ermöglichen<sup>3</sup>. Zur Beschreibung der Waldstruktur und Diversität kommen drei Gruppen von Variablen in Frage (Abb. 2.2-23).

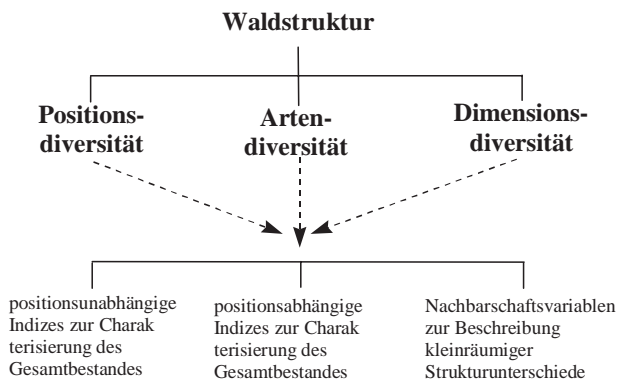


Abbildung 2.2-23. Zur Beschreibung der Waldstruktur und Diversität kommen drei Gruppen von Variablen zur Anwendung.

Die Waldstruktur ist gekennzeichnet durch die räumliche Verteilung der Baumpositionen, der Baumdimensionen und der Baumarten.

Positionsunabhängige und positionsabhängige Parameter werden in der Regel zur Charakterisierung des Gesamtbestandes herangezogen. Zur Erfassung kleinräumiger Strukturunterschiede eignen sich Variablen auf der Basis von Nachbarschaftsbeziehungen (Albert u. Gadow, 1998). Solche Parameter der Raumstruktur eignen sich u.a. zur Beschreibung der *Diversität* (Szaro u. Johnston, 1996) und der *Habitat-Heterogenität* (Pearson et al., 1996).

### Parameter der Raumstruktur

Für Strukturanalysen in ungleichaltrigen Mischbeständen werden zusätzlich zu den Häufigkeitsverteilungen auch Informationen darüber benötigt, wie die Arten- und Dimensionsanteile räumlich verteilt sind. Zu diesem Zweck können Parameter der Raumstruktur verwendet werden, die auf der Basis von Beziehungen zwischen benachbarten Bäumen ermittelt werden. Abb. 2.2-24 zeigt schematisch die drei wichtigsten Ebenen der Raumstruktur. Die Positions-, Arten- und Dimensionsvielfalt wird durch die räumliche Verteilung der Baumattribute Standort, Baumart und Baumdimension bestimmt.

L- und Paarkorrelationsfunktionen eignen sich zur Beschreibung der Waldstruktur, aber sie können nur bedingt eingesetzt werden, da Stammverteilungspläne mit bekannten

<sup>3</sup> Der Korrelationskoeffizient zum Beispiel, der die Intensität einer linearen Beziehung zwischen zwei Größen misst, hat drei interpretierbare Bezugspunkte: 1, 0 und -1. Der Wert 1 sagt aus, dass eine perfekte lineare Beziehung mit positiver Steigung vorliegt. Bei 0 existiert keine Beziehung und bei -1 ist die Beziehung ebenfalls perfekt, aber die Steigung negativ. Zum Zweck der Interpretation ist die Standardisierung des Index, d.h. die Wahl der interpretierbaren Bezugswerte von großer Bedeutung.

Baumkoordinaten vorliegen müssen (Stoyan u. Stoyan, 1992; Pommerening, 2002). Solche Daten sind in der Praxis kaum jemals verfügbar.

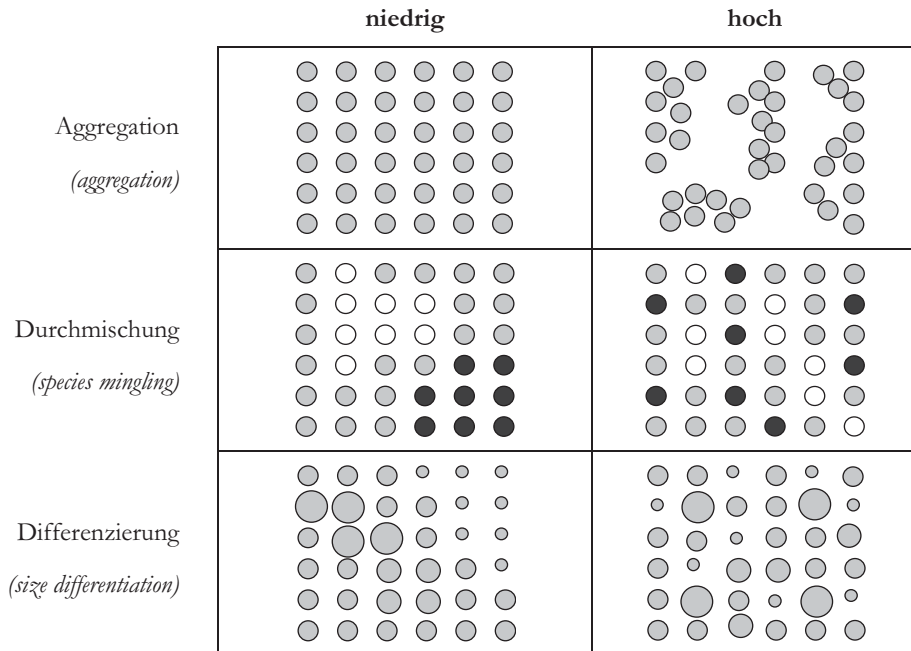


Abbildung 2.2-24. Die Positions-, Arten- und Dimensionsvielfalt wird durch die räumliche Verteilung der Baumpositionen, der Baumarten und der Baumdimensionen bestimmt.

Aggregierte Indizes, wie z.B. der Strukturindex von Clark u. Evans (1954), können nur einen ersten groben Eindruck über die Waldstruktur vermitteln, der Informationsgehalt ist eingeschränkt (Zenner u. Hibbs, 2000). Dieses Defizit macht sich besonders bemerkbar bei sehr unregelmäßigen räumlichen Baumverteilungen (Albert, 1999).

Die Waldstruktur ist durch die räumliche Verteilung der Baumkoordinaten, der Baumdimensionen und der Baumarten definiert. Aus diesem Grund empfiehlt sich ein System der Zustandsbeschreibung, das die Ebenen der Artendurchmischung, der Dimensionsdifferenzierung und der Aggregation berücksichtigt. Bei der Erfassung und Beschreibung der Waldstruktur kann ein baum- oder punkt- (bzw. pixel-) bezogener Ansatz gewählt werden (Abb. 2.2-25). Die baumbezogene Variante beschreibt eine Beziehung zwischen den Attributen des Bezugsbaumes und den Attributen der  $n$  nächsten Nachbarn (Dimension, Baumart) und erfasst die Regelmäßigkeit der räumlichen Anordnung der Nachbarn um den Bezugsbaum. Im punktbezogenen Ansatz werden für jeden Stichprobenpunkt die Strukturattribute einer Baumgruppe (Variation der Arten und Dimensionen; Regelmäßigkeit der räumlichen Anordnung) ermittelt.



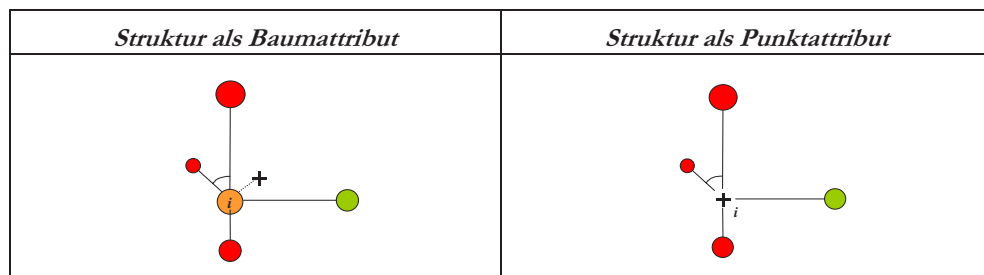


Abbildung 2.2-25. Die Erfassung und Beschreibung der Waldstruktur kann “baumbezogen” sein (Berücksichtigung der Attribute der Nachbarbäume eines Bezugsbaumes  $i$ ) oder “punktbezogen” (Berücksichtigung der Attribute einer Nachbarschaftsgruppe im Bereich eines Stichprobenpunktes).

Dementsprechend ergeben die Verteilungen der baumbezogenen Strukturvariablen deren Stammzahlanteile. Die Verteilungen der punkt- bzw. pixelbezogenen Strukturvariablen ergeben die Flächenanteile der Strukturattribute.

### Aggregation – das baumbezogene Winkelmaß

Ein besonderes Interesse gilt der Verteilung der Baumpositionen im Gelände, der sog. *Individualverteilung*<sup>4</sup>. Um die Individualverteilung leichter erfassen und besser beschreiben zu können, wurde das *Winkelmaß* entwickelt. Das Winkelmaß  $W_i$  beschreibt die Regelmäßigkeit bzw. Unregelmäßigkeit der räumlichen Verteilung der  $n$  nächstgelegenen Bäume um einen Bezugsbaum  $i$ <sup>5</sup>. Die Variable  $W_i$  basiert auf der Klassifizierung der vom Bezugsbaum  $i$  ausgehenden Winkel  $\alpha_{jk}$  zwischen einem Baum  $j$  und dessen Nachbarn  $k$ . Als Nachbar wird der im Uhrzeigersinn nächste Baum betrachtet.  $\alpha_{jk}$  ist der kleinere der beiden Winkel ( $\alpha_{jk}$  und  $\beta_{jk}$ ) zwischen zwei benachbarten Bäumen.  $\alpha_{jk}$  ist also immer kleiner gleich  $180^\circ$  (Abb. 2.2-26).

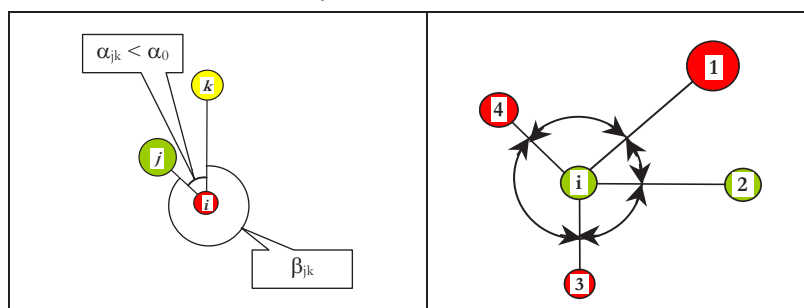


Abbildung 2.2-26. Links: Winkel zwischen zwei Nachbarn des Bezugsbaumes  $i$ . Die Summe der beiden Winkel ( $\alpha_{jk}$  und  $\beta_{jk}$ ) beträgt  $360^\circ$ .

<sup>4</sup> Siehe z.B. die Arbeiten von Clark u. Evans, 1954; Upton u. Fingleton, 1990.

<sup>5</sup> Auf Grund praktischer Überlegungen im Zusammenhang mit der Erfassung im Gelände und der Interpretationsmöglichkeiten haben sich vier Nachbarn als besonders geeignet erwiesen (Albert, 1999; Hui u. Hu, 2001).

Als Bezugsgröße wird der Standardwinkel  $\alpha_0$  definiert, der bei sehr regelmäßiger Verteilung erwartet wird. Über den Vergleich aller  $\alpha_{jk}$  mit dem Standardwinkel  $\alpha_0$  wird die binäre Zufallsvariable  $v_{ij}$  ermittelt. Das Winkelmaß ist dann definiert als der Anteil der Winkel  $\alpha_{jk}$ , die kleiner sind als der Standardwinkel  $\alpha_0$ :

$$W_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n v_{ij} \quad \text{mit } v_{ij} = \begin{cases} 1, & \alpha_{jk} < \alpha_0 \\ 0, & \text{sonst} \end{cases} \quad \text{und } 0 \leq W_i \leq 1 \tag{2.2-33}$$

Zur Vermeidung von Missverständnissen wird darauf hingewiesen, dass nicht etwa alle möglichen Winkelpaare verglichen werden; bei vier Nachbarn ergeben sich zum Beispiel insgesamt  $\frac{n \cdot (n-1)}{2}$ , also sechs Paare und 5 mögliche Wertestufen für  $W_i$  (Abb.2.2-27).

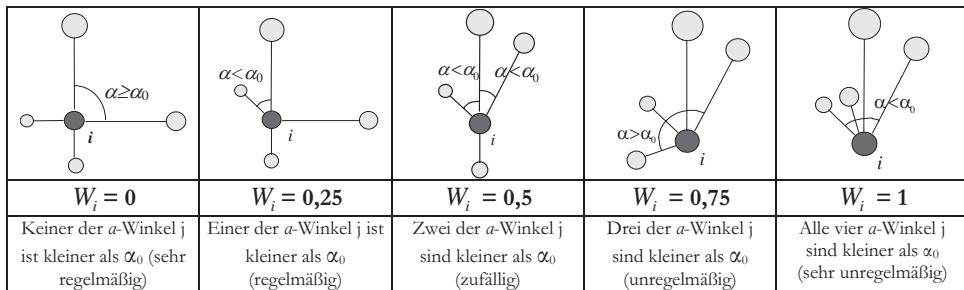


Abbildung 2.2-27. Mögliche Werte des Winkelmaßes bei vier Nachbarn und  $\alpha_0 = 90^\circ$

Beträgt  $W_i=0$ , dann deutet dies auf eine starke lokale Regelmäßigkeit um den Bezugsbaum hin, während bei  $W_i=1$  eine ausgeprägt unregelmäßige bzw. geklumpfte kleinräumige Baumverteilung zu erwarten ist. Als Schätzer für das Winkelmaß des Gesamtbestandes wird  $\bar{W}$ , das arithmetische Mittel<sup>6</sup> aller  $W_i$ -Werte, verwendet:

$$\bar{W} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N W_i \tag{2.2-34}$$

Mit  $W_i$  = Winkelmaß des  $i$ -ten Bezugsbaumes  
 N = Stichprobenumfang (Anzahl der Bezugsbäume)

Der Schlüsselparameter für die Zuordnung eines Waldbestandes zu einem bestimmten Verteilungstyp ist der Standardwinkel. Durch den Standardwinkel wird der Winkelmaß-Mittelwert bestimmt; dabei gilt grundsätzlich  $\bar{W}_{regelmässig} < \bar{W}_{zufällig} < \bar{W}_{geklumpft}$ . Diese Relation ist unabhängig von der Wahl des Standardwinkels. Ursprünglich legten Gadow et al. (1998) den theoretischen

<sup>6</sup> Vgl. den Ansatz von Staupendahl (2001), der das flächenbezogene Winkelmaß  $W'$  verwendet. Das flächenbezogene Winkelmaß wird für den Gesamtbestand über das mit der Stammzahl gewogene Mittel aller  $W'_i$ -Werte geschätzt.

Standardwinkel willkürlich fest, und zwar für vier Nachbarn mit  $\alpha_0 = 360^\circ / 4 \cdot (1 \pm 10\%)$ . Allerdings erscheint es sinnvoll, wenn der Standardwinkel so gewählt wird, dass sich zumindest für einen bestimmten Verteilungstyp ein Mittel  $\overline{W}$  der Winkelmaß-Mittelwerte ergibt, das mit den obengenannten Bezeichnungen der Wertestufen kongruent ist. Aus diesem Grund wurde der optimale Standardwinkel  $\alpha_0$  als der Standardwinkel definiert, der für den Verteilungstyp „zufällig“ (*Poissonverteilung*) ein Mittel  $\overline{W}$  der Winkelmaß-Mittelwerte von 0.5 ergibt. Nach den Untersuchungen von Hui u. Gadow (2002) beträgt dieser Winkelmaß-Standardwinkel  $72^\circ$ . Abbildung 2.2-28 zeigt die Verteilungen der Winkelmaß-Mittelwerte von 2000 Simulationsbeständen für drei unterschiedliche Typen von Baumverteilungen. Mit Hilfe des Winkelmaßes, unter Verwendung eines Standardwinkels von  $72^\circ$ , können Verteilungsmuster in Waldbeständen beurteilt werden.

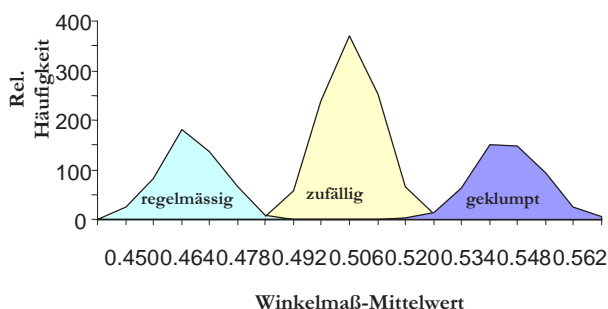


Abbildung 2.2-28. Verteilungen der Winkelmaß-Mittelwerte für 2000 Simulationsbestände für drei unterschiedliche Baumverteilungstypen bei Verwendung eines Winkelmaß-Standardwinkels von  $72^\circ$ .

Weitere Untersuchungen haben gezeigt, dass das Winkelmaß sich nicht nur für die Charakterisierung der Baumverteilungsmuster, sondern auch für die Schätzung der Abstände zwischen benachbarten Bäumen eignet (Gadow et al., 2003). Die Verteilung der Baum-Baum-Abstände bildet eine wichtige Grundlage für abstandsabhängige Wachstumsmodelle, für die Reproduktion räumlicher Bestandesstrukturen und für die Visualisierung der Waldentwicklung. Die Abstandsverteilungen können mit Hilfe der 2-parametrischen Weibull-Funktion beschrieben werden:

$$F(x) = 1 - e^{-\left(\frac{x}{b}\right)^c} \quad 2.2-35$$

mit  $x$  = Abstand zum nächsten Nachbarn;  
 $a$  = Lageparameter;  
 $b$  = Skalierungsparameter;  
 $c$  = Formparameter.

Die Parameter  $b$  und  $c$  können direkt anhand vom Mittelwert und der Standardabweichung der Abstände geschätzt werden. Die Beziehungen zwischen  $b$  und  $D_{01}$  (dem mittleren Abstand zum ersten Nachbarn) und  $c$  und  $S_{01}$  (der Standardabweichung der Abstände zum ersten Nachbarn) sind linear:

$$b = -0.0277 + 1.129 (D_{01}) \quad \text{und} \quad c = -0.3215 + 1.2065 (D_{01}/S_{01}).$$

Der Mittelwert und die Standardabweichung der Abstände können mit Hilfe des Winkelmaßes und der Populationsdichte geschätzt werden:

$$D_{01} = 0.260 \times \bar{W}^{-1.804} D_T^{0.825 \times \bar{W}^{-0.283}} \quad 2.2-36$$

wobei  $D_{01}$  Mittelwert des Abstandes zum nächsten Nachbarn (m);

$\bar{W}$  Mittelwert des Winkelmaßes;

$N$  Dichte (Stammzahl pro ha);

$D_T$  Erwarteter Abstand bei zufälliger Verteilung (m).d.h.  $D_T = \frac{1}{2\sqrt{N/10000}}$ ;

$$S_{01} = 1.672 \times \bar{W}^{1.694} D_T^{0.177 \times \bar{W}^{-1.413}} D_{01}^{0.521} \quad 2.2-37$$

mit  $S_{01}$  = Standardabweichung des Abstandsmittelwertes zum nächsten Nachbarn (m);

Aus der Gl. (2.2-37) ergibt sich übrigens durch Umformung der Clark-Evans-Index ( $R_{CE}$ ):

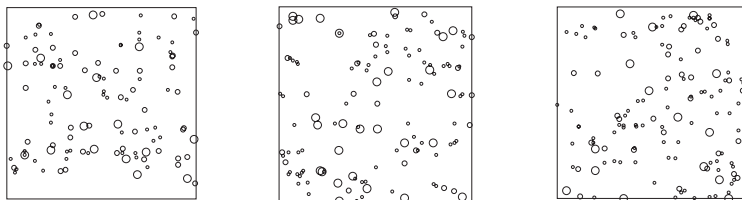
$$R_{CE} = \frac{D_{01}}{D_T} = a_0 \bar{W}^{a_1} D_T^{a_2 \bar{W}^{a_3} - 1} \quad 2.2-38$$

Gleichung 2.2-38 verdeutlicht somit die Beziehung zwischen Clark-Evans-Index, Winkelmaß und erwartetem Abstand.

Das *Winkelmaß* bietet gegenüber anderen Messgrößen einige wesentliche Vorzüge. Dazu gehört die Möglichkeit der Erfassung ohne aufwendige Abstandsmessungen, die Möglichkeit der Ergebnisdarstellung in Form von Verteilungen der Einzelwerte und die gute Aussagekraft des Mittelwertes (Albert, 1999; Hui u. Hu, 2001; Staupendahl, 2001).

Min Thant Zin (2005) untersuchte das Winkelmaß in drei Versuchsflächen von je 1 ha (100 x 100m) im *Paunglaung* Wassereinzugsgebiet, Myanmar. Die erste Fläche, nach den Vorgaben des *Forest Department of Myanmar* als *mixed deciduous forest* klassifiziert, befindet sich in der Nähe des Dorfes *Sinthwat*. Ein weiterer Bestand in der Nähe des Dorfes *Nansake* liegt am Ostufer des Paunglaung Flusses. Die dritte Fläche in der Nähe des des Dorfes *Thapyaygone* liegt am Westufer des Paunglaung Flusses. Die Bestände *Nansake* and *Thapyaygone* wurden als *typical* und *hill evergreen forests* klassifiziert. In jeder der drei Flächen wurden die Lagekoordinaten, BHD's, Höhen und

Kronenbreiten aller Bäume mit einem BHD größer als 20cm erfasst. Die Verteilung der vermessenen Bäume ist in Abb. 2.2-29 dargestellt.



Versuchsfläche	<i>Sinthwat</i>	<i>Nansake</i>	<i>Thapyaygone</i>
Waldtyp	<i>Mixed deciduous</i>	<i>Typical evergreen</i>	<i>Hill evergreen</i>
N/ha ( $D \geq 20$ )	111	123	140
Baumarten	34	24	42
G ( $m^2/ha$ )	18.2	45.8	20.7

Abbildung 2.2-29. Verteilung der Bäume mit  $BHD \geq 20$  cm und weitere Angaben aus drei je 1 ha großen Versuchsflächen aus dem Paunglaung Wassereinzugsgebiet, Myanmar.

Die Fläche *Thapyaygone* ist im Vergleich besonders artenreich, *Nansake* hat wegen des hohen Anteils an starken *Dipterocarpen* die höchste Grundfläche. Die Winkelmaß-Verteilungen der drei Flächen sind in Abb. 2.2-30 dargestellt. Der Standardwinkel  $\alpha_0$  beträgt  $72^\circ$ .

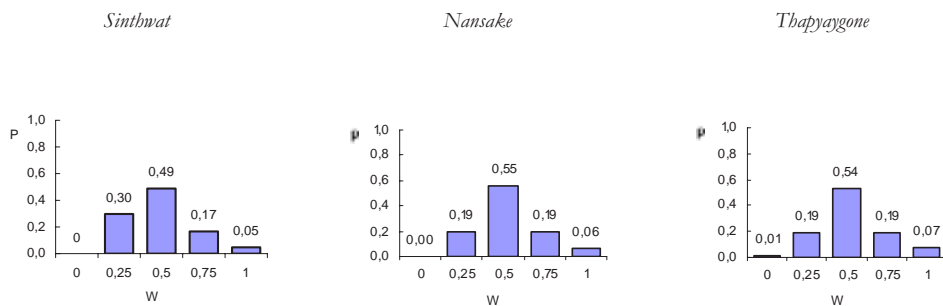


Abbildung 2.2-30. Winkelmaß-Verteilungen in drei Versuchsflächen in Myanmar (Min Thant Zin, 2005).

Die Winkelmaß-Mittelwerte  $\bar{w}$  betragen für *Sinthwat*, *Nansake* und *Thapyaygone* jeweils 0.530, 0.530 und 0.491. Nach den Untersuchungen von Hui u. Gadow (2002) weisen die Bestände *Sinthwat* und *Nansake* eine geklumpete Verteilung auf. Die Fläche *Thapyaygone* ist poissonverteilt.

### Artendurchmischung

Die Artendurchmischung ist ein Maß für die räumliche Segregation bzw. die Durchmischung der Baumarten. Nach Fuldner (1995) wird dieses Maß durch den Durchmischungsindex  $M_i$

beschrieben. Die *Durchmischung* im Umfeld eines Bezugsbaumes wird definiert als der Anteil artfremder Nachbarn des Bezugsbaumes:

$$M_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n v_j \quad 2.2-39$$

mit  $v_j = \begin{cases} 0, & \text{Nachbar } j \text{ gehört zur gleichen Art wie der Bezugsbaum } i \\ 1, & \text{sonst} \end{cases}$  und  $0 \leq M_i \leq 1$ .

Unter Berücksichtigung der  $n$  nächsten Nachbarn kann die Variable *Durchmischung*  $n+1$  diskrete Werte annehmen. Von besonderem Interesse ist die artspezifische Durchmischung. Das Beispiel in Abbildung 2.2-31 zeigt die Verteilung der artspezifischen Durchmischungswerte unter Berücksichtigung von drei Nachbarn in einem Buchen-Edellaubholzmischbestand im Forstamt Bovenden bei Göttingen, getrennt für die Buchen und Eschen. Die meisten Buchen sind nur von Buchen umstanden, während die meisten Eschen einzeln unter Buchen und nur zu einem sehr geringen Anteil in Eschengruppen vorzufinden sind. Solche Aussagen sind nicht möglich, wenn nur die Häufigkeiten der Baumarten bekannt sind.

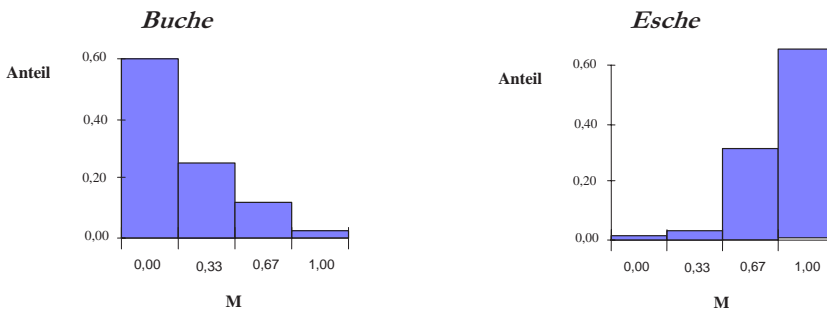


Abbildung 2.2-31. Beispielhafte Darstellungen der Verteilung artspezifischer Durchmischungswerte in einem Buchen-Edellaubholz-Mischbestand. Links für die Buchen, rechts für die Eschen.

Beispiele für die Interpretationsmöglichkeiten der Artendurchmischung finden sich bei Aguirre et al. (2003). Interessant wären weitergehende Untersuchungen der Zusammenhänge zwischen der Durchmischung und dem Artenanteil einer Baumart. Das Verhältnis  $p_{sp}/\sqrt{M_{sp}}$  könnte zum Beispiel Aufschluss über die räumliche Verteilung einer Baumart geben, wobei  $p_{sp}$  den Stammzahl- bzw. Grundflächenanteil der Art  $sp$  angibt.

### Dimensionsdifferenzierung

Die Dimensionsdifferenzierung ist ein Maß für das räumliche Nebeneinander der unterschiedlichen Baumdimensionen in einem Waldbestand. Sie wurde u. a. durch die *Differenzierung* (Füldner, 1995), das *Dominanz* (Hui et al., 1998) oder die *Dimensionsdominanz* (Albert, 1999) beschrieben. Ein einfaches Maß für die kleinräumige Streuung der Baumdurchmesser ist die relative Standardabweichung:

$$T_i = \frac{\text{Durchmesserstandardabweichung}}{\text{mittlerer Durchmesser}} \quad 2.2-40$$

Die Durchmesserdifferenzierung ist definiert als das Verhältnis des Brusthöhendurchmessers von zwei benachbarten Bäumen, subtrahiert von 1. Dieser Index liefert keine Information darüber, ob der Bezugsbaum oder der Nachbar die größere Dimension aufweist. Albert (1998, S. 51 ff.) verwendet daher die *Dimensionsdominanz*, ein Maß, bei dem sowohl die relative Stellung des Bezugsbaumes in der Nachbarschaft (*Dominanz*) als auch die quantitative Aussage der Größenunterschiede (*Differenzierung*) berücksichtigt werden. Das Baumattribut *Dominanz* beschreibt die relative Dominanz einer Baumart in dessen unmittelbarer Nachbarschaft. Es ist definiert als der Anteil der  $n$  nächsten Nachbarn eines Bezugsbaumes, die eine geringere Dimension aufweisen als der Bezugsbaum:

$$U_i = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n v_j \quad 2.2-41$$

mit  $v_j = \begin{cases} 1, & \text{der Nachbar } j \text{ ist kleiner als der Bezugsbaum } i \\ 0, & \text{sonst} \end{cases}$  und  $0 \leq U_i \leq 1$

Bei vier Nachbarn kann  $U_i$  fünf Werte annehmen. Abbildung 2.2-32 zeigt beispielhaft die *Dominanz*-Verteilungen von drei Baumarten in der Versuchsfläche *Chichimoco* in *El Salto*, Mexiko (Aguirre et al., 2003).

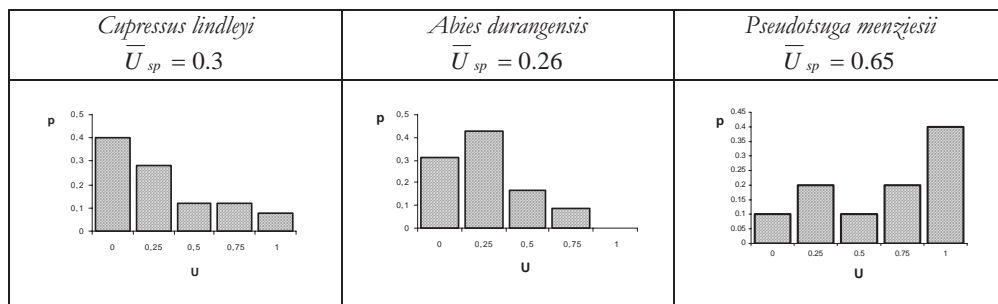


Abbildung 2.2-32. Artsspezifische *Dominanz* von drei Baumarten in der Versuchsfläche *Chichimoco* in *El Salto*, Mexiko.  $\bar{U}_{sp}$  = *Dominanz*-Mittelwert der Baumart *sp.*



*Tafel 2.2-3. Taiga-Urwald in der Nord-Mongolei.*



Die *Dominanz*-Verteilung der Baumart *Cupressus lindleyi* ist linkssteil, - ein Anzeichen dafür, dass relativ wenige Bezugsbäume in ihrer unmittelbaren Nachbarschaft dominant sind. Eine ähnliche Interpretation ergibt sich für die Baumart *Abies durangensis*. Dagegen ist *Pseudotsuga menziesii* relativ häufig dominant. Alle drei Arten kommen als dominante, co-dominante und unterdrückte Bäume vor.

Die Variablen zur Beschreibung der kleinräumigen Bestandesstruktur sind sehr einfach im Gelände zu erheben. Aufwendige Abstandsmessungen sind nicht erforderlich. Entscheidend für die Interpretation der Aufnahmeergebnisse ist die Unterscheidung zwischen Stammzahl- und Flächen-Anteilen der Strukturklassen. Die topologische Standfläche des Baumes wird mit dem Strukturmerkmal belegt. Da die Auswahlwahrscheinlichkeit eines Bezugsbaumes proportional zu dessen Standfläche ist, können die dem Bezugsbaum zugehörigen Flächenanteile der Strukturmerkmale verzerrungsfrei geschätzt werden (Albert, 1998, S. 78 ff.; Staupendahl, 1997).

**Beispiel:** Abbildung 2.2-33 zeigt eine Gruppe von 5 Bäumen (den Bezugsbaum i und dessen vier nächste Nachbarn) mit den entsprechenden Brusthöhendurchmessern. Drei Bäume sind Buchen, zwei Fichten. Nur ein Winkel  $\alpha$  ist kleiner als der Standardwinkel zwischen zwei Nachbarn  $\alpha_0$  (Der Wert von  $\alpha_0$  beträgt bei vier Nachbarn  $360/4=90^\circ$ ).

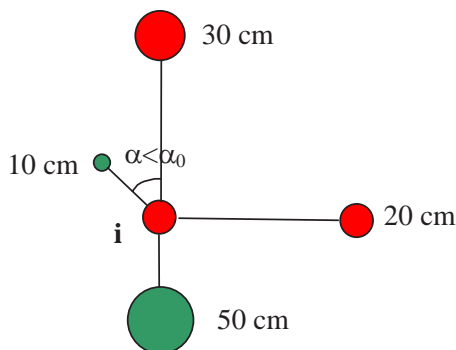


Abbildung 2.2-33. Die Variablen zur Beschreibung der Raumstruktur sind sehr einfach im Gelände zu erheben. Erfasst werden der dem Stichprobenpunkt nächstgelegene Bezugsbaum i und dessen n nächste Nachbarn.

Für die in Abbildung 2.2-33 aufgeführte Fünfergruppe ergeben sich folgende Parameterwerte:

$$W_i = (0+0+0+1)/4 = 0.25;$$

$$M_i = (0+0+1+1)/4 = 0.50;$$

$$T_i = \frac{\sqrt{\left\{ (50 - 27.5)^2 + (10 - 27.5)^2 + (30 - 27.5)^2 + (20 - 27.5)^2 \right\} / 3}}{27.5} = 0.65$$

Der mittlere Durchmesser beträgt  $110/4=27.5$  cm.

### Erwartete und beobachtete räumliche Strukturen

Die Strukturparameter erleichtern die Analyse komplizierter Waldzustände und deren Veränderung durch forstliche Eingriffe. Zwei Waldbestände, die die gleiche Stammzahl und Baumartenverteilung und die gleichen artspezifischen Durchmesserverteilungen aufweisen, können demnach sehr unterschiedlich strukturiert sein. Die Unterschiede werden durch die Verteilungen der Variablen *Winkelmaße*, *Artendurchmischungen* und *Dimensionsdifferenzierungen* aufgezeigt (Schmidt et al., 1997; Pommerening, 1997). Dadurch ist es zwar möglich, Bestände miteinander zu vergleichen, aber diesen Vergleichen fehlt ein absoluter Standard bzw. eine neutrale Bezugsgröße.

Wenn die Stammfußkoordinaten der Bäume bekannt sind, lassen sich die Baumattribute (Baumart, BHD) den Koordinaten zufällig zuordnen. Dadurch wird ein *Zufallswald* erzeugt. Eine plausible Bezugsgröße ist der *Erwartungswert* einer Strukturvariablen. In einem Bestand befinden sich  $N$  Bäume  $B_1, \dots, B_N$ . Um einen Zufallswald zu erzeugen, werden die Baumattribute, z.B. die Baumart, *permutiert*, d.h. zufällig auf die bekannten Koordinaten verteilt. Dabei gibt es  $N!$  verschiedene Möglichkeiten, wie die beobachteten Arten den  $N$  Baumkoordinaten zugeordnet werden können, und es wird erwartet, dass jede dieser  $N!$  Zuordnungen die gleiche Wahrscheinlichkeit besitzt, nämlich  $1/N!$

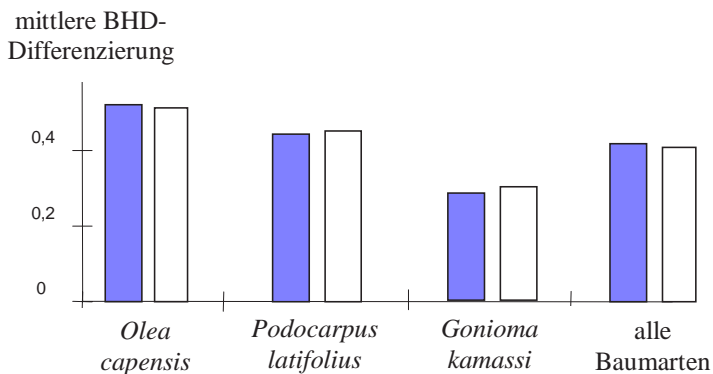


Abbildung 2.2-34. Beobachtete (linke Säule) und erwartete Differenzierungswerte (rechte Säule) für drei Baumarten und den Gesamtbestand im Naturwald von Knysna/Südafrika unter Berücksichtigung des ersten Nachbarn (Schröder, 1998).

Die Simulationstechnik ermöglicht einen Vergleich der beobachteten und der in einem Zufallswald erwarteten Strukturparameter. Durch zufällige Permutationen wird eine Prüfgröße berechnet, mit deren Hilfe die Signifikanz der Abweichungen beurteilt werden kann. Dazu werden jeweils 1000 Zufallswälder erzeugt. Die Abweichungen zwischen den beobachteten und den erwarteten Strukturparametern waren in den deutschen Untersuchungsbeständen zum Teil beträchtlich (Pommerening, 1997, S. 21 ff.). Dagegen fand Schröder (1998) für die mittlere

Durchmesserdifferenzierung eine erstaunliche Übereinstimmung im Naturwald von *Knysna* in Südafrika (Abb. 2.2-34). Einzelheiten des Verfahrens finden sich bei Lewandowski u. Pommerening (1996), Pommerening (1997, S. 15 ff.) und Schröder (1998).

Die Simulation schafft eine allgemeine Bezugsgröße, deren Bedeutung darin besteht, dass beliebige Waldbestände bezüglich ihrer Abweichung von einer Normalstruktur beurteilt werden können. Somit rückt auch die Möglichkeit näher, den charakteristischen Aufbau von Naturwäldern im Vergleich mit Wirtschaftswäldern beurteilen zu können.

# 3 Prognose

Neben der Zustandserfassung und Analyse ist die mittelfristige Prognose eine wichtige Aufgabe der Forsteinrichtung. Sie ist unerlässlich für den Entwurf der Waldentwicklung, abgestimmt auf die Zielsetzungen der Entscheidungsträger und unterschiedlicher Anspruchsgruppen. Die Forsteinrichtung ist eine der ältesten Disziplinen der Waldforschung. In enger Verzahnung mit der Waldwachstumsforschung hat dieses wissenschaftliche „Unikat“ während der letzten zwei Jahrhunderte eine Fülle an eigenständigen Fragestellungen und Methoden hervorgebracht, welche die Grundlage bilden für die nachhaltige Nutzung der Wälder.

Das Baumwachstum ist mehr als eine bloße Zunahme des Durchmessers und der Höhe. Im Baum laufen vielfältige Prozesse ab. Ein Baum benötigt für das Wachstum Licht, Kohlendioxid, Wasser und Minerale. Diese elementaren Stoffe werden als Ergebnis spezifischer chemischer Reaktionen in komplexe organische Moleküle umgewandelt. Keimzellen differenzieren sich zu unterschiedlichen Zelltypen, bilden aggregierte Gewebe und diese wiederum verschiedene Organe. So besitzt der Baum die Fähigkeit, innerhalb gewisser Grenzen, die von seiner ökologischen Amplitude festgelegt werden, auf viele Änderungen in der belebten und unbelebten Umwelt zu reagieren und dabei zu überleben. Diese Fähigkeit zeigt sich in der Dynamik des Wachstums (Mitscherlich, 1971, 1975; Raven et al., 1987).

Theoretisch ist es möglich, den neuen Zustand eines biologischen Systems am Ende eines kurzen Zeitschrittes zu prognostizieren, wenn der Ausgangszustand und die Entwicklungsprozesse des Systems bekannt sind. Der neue Systemzustand dient wiederum als Ausgangsbedingung für den folgenden Zeitschritt. Das Ergebnis einer solchen Prognose ist

abhängig von der Schätzgüte der Übergangsmodelle und davon, wie exakt der Ausgangszustand beschrieben werden kann. Die Bestimmung dieser beiden Einflussgrößen kann in einem makroskopischen System wie einem Baum kaum realisiert werden. Es ist aber möglich, operationale Modelle und Algorithmen einzusetzen und so die reale Welt auf einige ausgewählte Zustandsvariablen zu reduzieren, von denen man annimmt, dass sie für bestimmte Fragestellungen einen besonders hohen Informationsgehalt haben. Die Modellierung des Baumwachstums ist ein Versuch, die realen Prozesse in einzelnen Bäumen oder Waldbeständen näherungsweise nachzuvollziehen.

Waldwachstumsmodelle geben der Forstwissenschaft Einblicke in die komplexen Interaktionen zwischen Strukturen und Prozessen in Waldökosystemen und ermöglichen ein tieferes Verständnis der natürlichen Walddynamik (Pretzsch, 2001). In der Forschung dienen Wachstumsmodelle der Simulation von Experimenten, die aufgrund langer Beobachtungszeiträume und aufwendiger Freilandexperimente in der Realität kaum durchführbar wären. In der Ausbildung, Fortbildung und Beratung machen Wachstumsmodelle Entscheidungsträger mit den ökonomischen und ökologischen Konsequenzen ihres Vorgehens vertraut. In der Praxis sind Wachstumsmodelle unverzichtbare Hilfsmittel zur Unterstützung der Planung und Entscheidungsfindung auf Bestandes-, Betriebs- und Regionalebene.

Modelle des Wachstums basieren auf Erfahrungen über durchschnittliche Waldentwicklungen. Der Grad der Aggregation ist bei den einzelnen Modelltypen sehr unterschiedlich. Baumphysiologisch orientierte Modelle befassen sich mit morphologischen Details wie Astwinkel, Stammform und Wurzelwachstum. Aggregierte Wachstumsmodelle liefern Informationen über die Entwicklung von Baumpopulationen bei gegebenen Umweltbedingungen und spezifischen Reaktionen auf Veränderungen der Bestandesstruktur durch menschliche Eingriffe und ungeplante Störungen. Ein Ziel der Wachstumsmodellierung ist ein System, das die elementaren Wachstumsprozesse erklären kann und zugleich wirtschaftlich relevante Ertragsinformationen als Nebenprodukt erzeugt.

Die meisten Modelle der Waldentwicklung werden für ganz bestimmte Zwecke konzipiert. Sie unterscheiden sich in Bezug auf ihre Allgemeingültigkeit, ihre Anwendbarkeit für eine Bandbreite von Gegebenheiten, und in Bezug auf ihre Genauigkeit, den Prognoseschätzfehler (Sharpe, 1990). Eine hohe Genauigkeit wird gewöhnlich auf Kosten einer geringen Allgemeingültigkeit erreicht, und die Auswahl eines geeigneten Modells beruht daher auf einem Kompromiss. Wünschenswert wäre eine Kompatibilität von Wachstumsmodellen unterschiedlicher Auflösung, so dass die Ergebnisse für Ebenen unterschiedlichen Details identisch sind, s. Burkhart, 1987; Gadow u. Hui, 1998).

### 3.1 Datengewinnung

Zielgerechte Waldnutzung erfordert ein Verständnis biologischer Abläufe und Gesetzmäßigkeiten. Die Kenntnis von Veränderungsraten biologisch relevanter Variablen in Reaktion auf einen gegebenen Ausgangszustand bildet die Grundlage für dieses Verständnis. Das Ziel der frühen, bereits im 19. Jahrhundert eingerichteten Versuchsflächen war es, die Holzträge in Reaktion auf die Standortsgüte und die Behandlung zu schätzen. Einige dieser langfristigen Versuchsflächen wurden über mehr als 100 Jahre wiederholt aufgenommen. IUFRO, der *Internationale Verband Forstlicher Forschungsanstalten*,<sup>1</sup> wurde gegen Ende des 19. Jahrhunderts mit dem Ziel gegründet, die Anlage dieser Flächen zu koordinieren. Die ersten Provenienzversuche wurden während der achtziger Jahre des 19. Jahrhunderts angelegt. Die ersten Düngungsversuche entstanden während des frühen 20. Jahrhunderts und die Waldökosystem- und hydrologischen Versuchsanlagen während der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts (Abb. 3.1-1).

Die Anforderungen an eine methodisch zeitgemäße Forsteinrichtung sind gestiegen. Wissenschaftlich begründete empirische Beobachtungen des Wachstums und der forstlichen Eingriffe schaffen eine fundierte Grundlage für den Entwurf der Waldentwicklung. Dabei sollte der Wert der gewonnenen Information dem Erhebungsaufwand entsprechen.

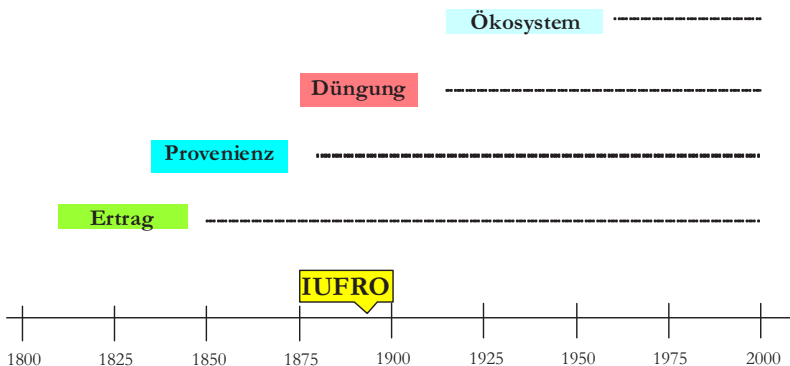


Abbildung 3.1-1. Beginn der Feldversuche mit unterschiedlicher Zielsetzung im Rahmen der Waldforschung (nach Mårell u. Leitgeb, 2004).

Die finanziellen Mittel für den Unterhalt von Dauerversuchsflächen sind begrenzt. Daher ist die Effektivität einer Versuchsanlage ein wichtiges Kriterium für ihre Etablierung bzw. Weiterführung. Nach dem Aufwand kann man unterscheiden zwischen kontrollierten Experimenten (*Manipulated Experiments*) und vergleichenden Untersuchungen (*Comparative*

<sup>1</sup> Engl. *International Union of Forest Research Organisations*

*Observational Studies*), nach dem Zeithorizont zwischen Dauerversuchsflächen (*permanent research plots*), unechten Zeitreihen (*Chronosequences*) und Intervallflächen (*interval plots*).

### 3.11 Kontrollierte Experimente

In einem kontrollierten Experiment soll eine bestimmte Hypothese geprüft werden; zu diesem Zweck werden einer Gruppe von Objekten unterschiedliche Behandlungen zugewiesen. Das Adjektiv *kontrolliert* impliziert ein bestimmtes Versuchsprotokoll, das es möglich macht, die Reaktionen auf die unterschiedlichen Behandlungen zu beurteilen (Fisher, 1935; Cox, 1958). Ein typisches Beispiel ist der seit 1985 auf einem homogenen Standort von etwa 70 Hektar Fläche beobachtete *Pinus radiata* Durchforstungs- und Düngungsversuch *Glencoe Hill* in Südaustralien mit 3 Durchforstungs- und 4 Düngungsvarianten (O’Hehir, 2001). Ein weiteres Beispiel ist das “Dachprojekt” im Solling, wo auf 4 Flächen die Reaktionen von Fichten auf unterschiedliche Wasser- und Nährstoffzufuhren untersucht werden (Dohrenbusch et al., 2003). Es gibt zahlreiche Beispiele solcher kontrollierter Feldversuche, die in der Anlage und im Unterhalt sehr aufwendig sein können.

Bestimmte Fragestellungen, wie zum Beispiel die Ermittlung von Maximaldichten oder die Untersuchung der Beziehung zwischen Bestandesdichte und Biomasseproduktion, können nur in langfristigen kontrollierten Versuchsanlagen geklärt werden. Ein Beispiel sind die seit etwa 70 Jahren beobachteten großflächigen *CCT* Verbandsversuche (s. nähere Erläuterungen in Gadow u. Bredenkamp, 1992, S. 55). Hierbei sind Auswahl und Definition der Standorte in einem kontrollierten Experiment nicht zufällig (wie bei einer Waldinventur), sondern „gerichtet“. Es muss darauf geachtet werden, dass möglichst homogene Bedingungen bei Versuchsbeginn geschaffen werden und dass die Versuchspartellen eine minimale Flächengröße aufweisen (Kleinn u. Köhl, 1999).

### 3.12 Vergleichende Untersuchungen

In einer vergleichenden Untersuchung werden die aktuellen Zustände unterschiedlicher Objekte verglichen. Zum Beispiel können Wachstumsraten von unterschiedlichen Standorten miteinander verglichen werden, ohne dass ein bestimmtes Behandlungskonzept vorliegt (Kuehl, 1994). Typische Beispiele vergleichender Untersuchungen sind die ertragskundlichen Versuchsflächen in *Malaysia* (Teng, 1999) oder die Verjüngungsprobeflächen der *Niedersächsischen Kontrollstichprobe* (Tremer et al., 2004). Vergleichende Untersuchungen sind auch bekannt als *Quasi-Experimente* (Campbell and Stanley, 1963; Cook and Campbell, 1979). Das Ziel ist die Generalisierbarkeit der Aussage. Zu diesem Zweck ist es notwendig, möglichst viele unterschiedliche Ausgangszustände zu erfassen und die vielfältigen Reaktionen des Systems zu beobachten. Der Grad der Generalisierbarkeit hängt davon ab, ob die Ausgangszustände eine repräsentative und ausreichende Stichprobe darstellen, ob es also legitim ist, die Beobachtungen auf die Gesamtpopulation von Ausgangsbedingungen zu erweitern (Schreuder u. Thomas, 1991).

Wegen geringerer Unterhaltskosten haben vergleichende Untersuchungen in der Waldforschung an Bedeutung gewonnen. In Bezug auf die zeitliche Auflösung unterscheidet man einmalig aufgenommene *Chronosequenzen*, mindestens zweimal aufgenommene *Intervallflächen* und über lange Zeiträume vielfach aufgenommene *Dauerversuchsflächen*. Chronosequenzen liefern keine Änderungsraten; Dauerversuchsflächen erfordern eine langfristige Bindung der Forschungsinfrastruktur an einen relativ engen Bereich von Ausgangszuständen, was zu systematischen Fehlern in Wachstumsmodellen führen kann; Intervallflächen vereinen die Vorzüge der Chronosequenzen (schnelle Verfügbarkeit der Information) und der Dauerversuchsflächen (Erhebung von Wachstumsraten) und bieten somit einen vernünftigen Kompromiss<sup>2</sup>.

Wie bereits erwähnt, zwingen begrenzte Forschungsmittel und die zunehmende Komplexität der Fragestellungen zum ständigen Überdenken der Versuchskonzepte. Nach dem *Zeithorizont* der Datenerfassung können drei Arten von Versuchsflächen unterschieden werden. Langfristig beobachtete *Dauerversuchsflächen* werden über lange Zeiträume hinweg beobachtet und in regelmäßigen Zeitabständen aufgenommen. *Unechte Zeitreihen* bestehen aus möglichst zahlreichen einmalig aufgenommenen Probeflächen, die über ein breites Alters- und Standortspektrum verteilt sind. Sie werden angelegt, um in kürzerer Zeit verwertbare Ergebnisse zu erhalten. Als Kompromiss bietet sich das *Intervallflächen*-Konzept an. Die Intervallflächen werden wie die unechten Zeitreihen auf ein möglichst breites Spektrum von Ausgangszuständen verteilt. Im Unterschied zu diesen werden sie aber mindestens einmal wieder aufgenommen.

### 3.13 Langfristig beobachtete Dauerversuchsflächen

Unser gegenwärtiges Wissen über die Entwicklung unterschiedlicher Waldökosysteme beruht zu einem großen Teil auf Daten aus langfristigen Versuchsflächen, die über lange Zeiträume hinweg wiederholt aufgenommen wurden. Die Datenerfassung am gleichen Objekt erstreckte sich über viele Jahrzehnte, und die Devise des *eisernen Durchhaltens* hat dafür gesorgt, dass Versuchsflächendaten in Deutschland selbst während der Kriegsjahre erhoben wurden. Die Beobachtungen aus langfristigen Versuchsflächen bildeten eine wichtige Grundlage für die Entwicklung von Wachstumsmodellen für ganz bestimmte waldbauliche Maßnahmenfolgen. Die für Standard-Durchforstungsprogramme entwickelten Wachstumsmodelle heißen *Ertragstafeln*. Auf der Basis dieser Erfahrungen wird Software entwickelt, mit deren Hilfe Forstleute die mittelfristigen Auswirkungen unterschiedlicher waldbaulicher Eingriffe beurteilen können.

Abbildung 3.1-2 zeigt eine langfristige Versuchsfläche mit drei aufeinander folgenden Höhenmessungen (t bezeichnet die Zeitachse; die weißen Bäume wurden im Zuge von Durchforstungen entnommen). Ein häufig verwendetes Modell zur Beschreibung der Altershöhenentwicklung ist die *Chapman-Richards-Funktion*:

---

<sup>2</sup> Nähere Erläuterungen finden sich bei Gadow u. Hui (1999).



$$H = a_0 \cdot \left[ t - e^{-a_1 \cdot t} \right]^{a_2} \quad 3.1-1$$

$H$  bezeichnet die Bestandeshöhe (m) und  $t$  das Bestandesalter (Jahre).  $a_0$ ,  $a_1$  und  $a_2$  sind empirische Modellparameter.

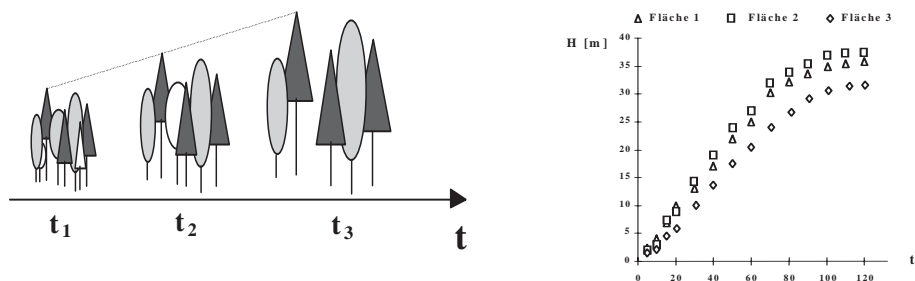


Abbildung 3.1-2. Links: Eine langfristige Versuchsfläche mit drei aufeinander folgenden Höhenmessungen ( $t$  bezeichnet die Zeitachse; die weißen Bäume wurden im Zuge von Durchforstungen entnommen). Rechts: Eine hypothetische Datenserie aus drei langfristig beobachteten Versuchsflächen.

Datenbestände aus langfristigen Versuchsflächen weisen den Vorzug auf, dass sie sich für die Beschreibung *polymorpher* Wachstumsgänge eignen. Für jede Fläche kann ein eigenes Höhenmodell entwickelt werden. Das Modell ist *polymorph*, wenn die formbestimmenden Parameter  $a_1$  and  $a_2$  als Funktion der Höhenbonität oder als Funktion komplexer Standortsfaktoren (Temperatur, Feuchte, Nährstoffgehalt) geschätzt werden (Kahn, 1994). Beispiele solcher Höhenmodelle finden sich bei Jansen et al. (1996). Auf diese Weise ist es möglich, polymorphe Höhenmodelle mit überkreuzenden (*non-disjoint*) Höhenkurven zu entwickeln (Clutter et al., 1983). Zahlreiche Ertragstafeln wurden auf der Basis von Daten aus langfristigen Versuchsflächen erstellt (Schober, 1987; Jansen et al., 1996; Rojo u. Montero, 1996). Auch Einzelbaum-Wuchsmodelle wie *BWin* (Nagel, 1994), *Silva* (Pretzsch, 1992), *Prognaus* (Sterba u. Monserud, 1997), und *Moses* (Hasenauer et al., 1995), stützen sich ebenfalls auf Daten aus langfristigen Versuchsflächen.

Langfristige Versuchsflächen sind für bestimmte Fragestellungen wie zum Beispiel die Bestimmung der Maximaldichte unabdingbar. Allerdings müssen unter Umständen lange Wartezeiten überbrückt werden, bevor man brauchbare Daten erhält. Außerdem wird das Versuchsziel nicht immer erreicht, da Flächen durch widrige Umstände vorzeitig zerstört werden können. Da Forschungsmittel auch in Zukunft nur beschränkt zur Verfügung stehen werden, wird es nicht möglich sein, die große Vielfalt der möglichen Ausgangszustände und Eingriffsvarianten auch nur annähernd mit langfristigen Flächen abzudecken.

### 3.14 Unehchte Zeitreihen

Eine schnelle Lösung bieten temporäre Versuchsflächen, sog. Chronosequenzen. Eine Chronosequenz besteht aus einer einmalig aufgenommenen Versuchsreihe. In ihrer Gesamtheit

decken die Flächen eine möglichst große Bandbreite von Entwicklungsstadien und Standortvarianten ab. So wird die zeitliche Abfolge von Wiederholaufnahmen durch ein räumliches Nebeneinander einmaliger Aufnahmen ersetzt. Es handelt sich also nicht um eine *echte*, sondern um eine *unechte* Zeitreihe der Aufnahmen.

Diese Methode wurde bereits im 19. Jahrhundert verwendet (Kramer, 1988, S. 97; Assmann, 1953; Wenk et al., 1990, S. 116; Sterba, 1991). Beim sog. *Streifenverfahren* wurden Daten aus zahlreichen normal bestockten Flächen unterschiedlichen Alters erhoben, um Ertragstafeln zu erstellen (Baur, 1877). Beim *Weiserverfahren* nach Hartig (1868) wurde das Wachstum einzelner Bäume mit Hilfe von Stammanalysen rekonstruiert. Dadurch konnten sehr schnell Informationen über das Wachstum gewonnen werden. Das Prinzip ist in Abb. 3.1-3 schematisch dargestellt. Die Flächen unterschiedlichen Alters sind durch eine vertikale Linie voneinander getrennt. Die  $x$ -Achse beschreibt sehr vereinfacht die Baumpositionen. Das Symbol  $t$  bezeichnet die Zeitachse.

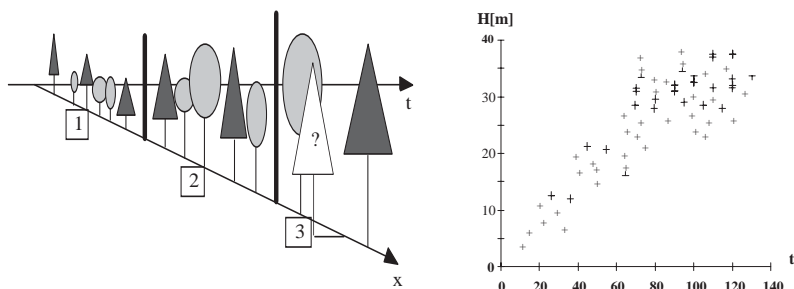


Abbildung 3.1-3. Links: Drei temporäre Versuchsflächen unterschiedlichen Alters; die  $x$ -Achse beschreibt die Baumpositionen;  $t$  definiert die Zeitachse (vgl. Biber, 1996, S. 27). Rechts: Unabhängige Altershöhendaten aus unechten Zeitreihen.

Unechte Zeitreihen in Kombination mit Stammanalysen spielen immer noch eine gewisse Rolle, insbesondere dort, wo Daten aus langfristig beobachteten Versuchsflächen nicht verfügbar sind (Lee, 1993; Biber, 1996). Es ist natürlich möglich, die Entwicklung einer Zustandsvariablen (wie z.B. der Baumhöhe) mit Hilfe einer Stammanalyse zu rekonstruieren. Das Problem bei diesem Vorgehen liegt aber darin, dass die Rekonstruktion früherer Nachbarschaftskonstellationen mit Fehlern behaftet ist. In der Fläche 3 in Abbildung 3.1-3 zum Beispiel ist ein früherer Konkurrent mit einem Fragezeichen versehen. Über diesen Baum ist nichts bekannt, außer vielleicht die Überbleibsel eines Stockes.

Nach dem 2. Weltkrieg wurden einige Ertragstafeln auf der Basis von Daten aus unechten Zeitreihen erstellt, zum Beispiel die Modelle von Hamilton u. Christie (1971) und Madrigal et al. (1992). Diese Ertragstafeln geben lediglich die Waldentwicklung für standardisierte Waldbauprogramme wieder und können deshalb nicht für die Simulation unterschiedlicher Durchforstungsvarianten eingesetzt werden (Alder, 1980).

Die Beschränkung beim Streifenverfahren liegt darin, dass keine Veränderungsdaten vorliegen, sondern lediglich unabhängige Altershöhenwerte. Daher ist es nicht möglich, ein Modell zu entwickeln, das für die Fortschreibung realer Zustandsgrößen verwendet werden kann. Beim aufwendigen Weiserverfahren, das für die Untersuchung des Wachstums einzelner Bäume geeignet ist, liegt die Beschränkung in der Unsicherheit bei der Rekonstruktion der historischen Konkurrenz. Auch können bestimmte Variablen nicht ermittelt werden, wie z.B. die Veränderung der Baumkrone. Obwohl eine unechte Zeitreihe für die Wachstumsmodellierung ungeeignet ist, können durch die Aufnahme unterschiedlicher Entwicklungsstadien dennoch wertvolle Informationen über Beziehungen zwischen Wachstumsgrößen gewonnen werden. Tab. 3.1-1 zeigt beispielhaft die Elementgehalte unterschiedlich alter Kiefernbestände (Rademacher, 2002).

25jähriger Jungbestand - Kiefer Fuhrberg

Einzelkompartimente	BM (t/ha)	N (kg/ha)	P (kg/ha)	K (kg/ha)	Ca (kg/ha)	Mg (kg/ha)
Nadeln	3,2	44,7	4,4	14,8	7,3	2,3
Zweige+Äste+Zopf<7cm	31,1	79,3	6,6	36,2	42,7	12,2
Schaftrinde>7cm	3,3	11,1	1,1	3,5	21,3	1,1
Schaftholz>7cm	16,3	14,9	0,5	10,6	30,3	3,3
Stöcke	2,2	2,9	0,2	1,6	5,7	0,5
Grobwurzeln	4,9	7,1	0,9	5,4	3,7	1,3
Feinwurzeln	4,1	24,1	2,7	7,2	3,4	1,3
<b>Gesamtbiomasse</b>	<b>65,0</b>	<b>184,1</b>	<b>16,2</b>	<b>79,2</b>	<b>114,5</b>	<b>22,0</b>

46jähriger mittelalter Bestand

Einzelkompartimente	BM (t/ha)	N (kg/ha)	P (kg/ha)	K (kg/ha)	Ca (kg/ha)	Mg (kg/ha)
Nadeln	6,5	99,2	8,9	35,6	19,9	5,4
Zweige+Äste+Zopf<7cm	27,5	126,2	10,6	46,7	99,2	14,3
Schaftrinde>7cm	8,0	22,8	2,2	9,9	47,9	3,7
Schaftholz>7cm	77,5	68,2	2,1	22,7	54,8	14,6
Stöcke	9,5	10,1	0,5	3,6	11,4	2,0
Grobwurzeln	18,9	32,6	3,6	21,8	14,4	4,7
Feinwurzeln	4,1	24,1	2,7	7,2	3,4	1,3
<b>Gesamtbiomasse</b>	<b>152,0</b>	<b>383,2</b>	<b>30,5</b>	<b>147,4</b>	<b>251,1</b>	<b>46,1</b>

115jähriger Altbestand

Einzelkompartimente	BM (t/ha)	N (kg/ha)	P (kg/ha)	K (kg/ha)	Ca (kg/ha)	Mg (kg/ha)
Nadeln	2,9	50,0	3,3	12,6	9,2	2,1
Zweige+Äste+Zopf<7cm	15,2	55,9	3,6	15,4	30,1	5,0
Schaftrinde>7cm	7,9	31,7	2,4	10,6	66,2	3,8
Schaftholz>7cm	104,3	47,9	2,7	27,3	71,4	16,7
Stöcke	11,9	8,2	0,5	3,9	14,3	2,1
Grobwurzeln	22,2	39,7	2,3	19,0	18,8	5,4
Feinwurzeln	4,1	24,1	2,6	1,2	3,4	1,3
<b>Gesamtbiomasse</b>	<b>168,4</b>	<b>257,3</b>	<b>17,5</b>	<b>96,1</b>	<b>213,3</b>	<b>36,4</b>

Tabelle 3.1-1. Altersabhängige Biomassen- und Elementverteilung in unterschiedlichen Baumkompartimenten für die Baumart Kiefer (Rademacher 2002).

Aus den Analysen unterschiedlich alter Bestände ergibt sich schließlich ein Gesamtbild der altersabhängigen Biomassen- und Elementverteilungen in verschiedenen Baumkompartimenten. Aus Sicht der Waldwachstumsforschung besonders interessant sind die von Rademacher (2002) erarbeiteten baumartenspezifischen und altersabhängigen Verteilungen der Elementvorräte und Biomassen für Eichen-, Kiefern-, Fichten- und Buchenbestände. Auf der Basis solcher Daten können nützliche Beziehungen zwischen dem Bestandesalter, den Biomasseanteilen und den Elementgehalten entwickelt werden (Abb. 3.1-4).

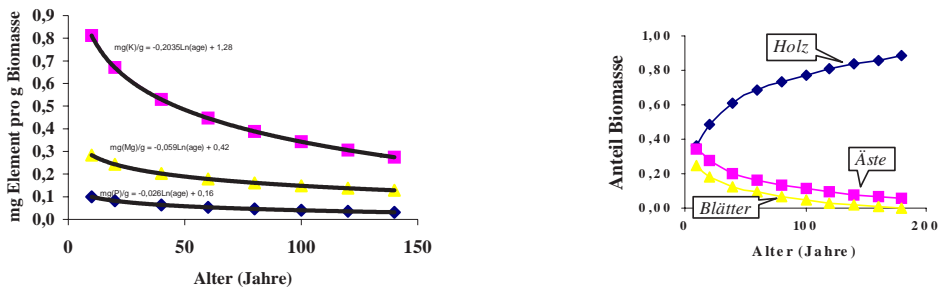


Abbildung 3.1-4. Beziehungen zwischen dem Bestandesalter und den Elementgehalten (links) und den Biomasseanteilen in unterschiedlichen Baumkompartimenten (rechts).

Unter Berücksichtigung des hohen Erfassungs- und Analyseaufwandes sind solche über einen langen Zeitraum konsequent verfolgte Biomasse-Untersuchungen eher selten. Die Ergebnisse sind daher besonders wertvoll.

### 3.15 Intervallflächen

Einen Kompromiss bezüglich der zeitlichen Versuchsplanung bieten Flächen, die zwei Mal aufgenommen werden. In solchen *Intervallflächen* sollte das Zeitintervall zwischen den Aufnahmen lang genug sein, um abnormale Witterungsschwankungen auszugleichen. Die charakteristischen Merkmale des Intervallflächenkonzeptes sind in Abbildung 3.1-5 dargestellt.

Intervallflächen weisen nicht nur die Vorzüge der unechten Zeitreihen auf, d.h. die große Bandbreite von Ausgangszuständen und die geringen Wartezeiten, bis die Daten verfügbar sind, sondern auch die Vorzüge der langfristigen Versuchsflächen, die die Änderungsraten für unterschiedliche Ausgangszustände liefern (z.B. Änderungsraten von Kronenansatzhöhen). Das Intervall ist ein Zeitabschnitt ungestörten Wachstums. Waldbauliche Maßnahmen dürfen zwischen den beiden Aufnahmen nicht stattfinden (daher ist die *Kontrollstichprobe* zum Beispiel für diese Art der Datengewinnung nicht geeignet). Die Datenerfassung sollte zeitgleich mit einer Durchforstung erfolgen. So werden sowohl wachstums- als auch eingriffsbedingte Veränderungen erfasst.

Besonders wichtig für die Modellierung der Waldentwicklung, und bisher kaum berücksichtigt, sind nämlich die eingriffsbedingten Zustandsveränderungen. Durchforstungsbedingte Veränderungen können zu Beginn ( $t_1$ ) oder am Ende einer Wachstumsperiode ( $t_2$ ) erfasst werden, oder zu beiden Zeitpunkten.

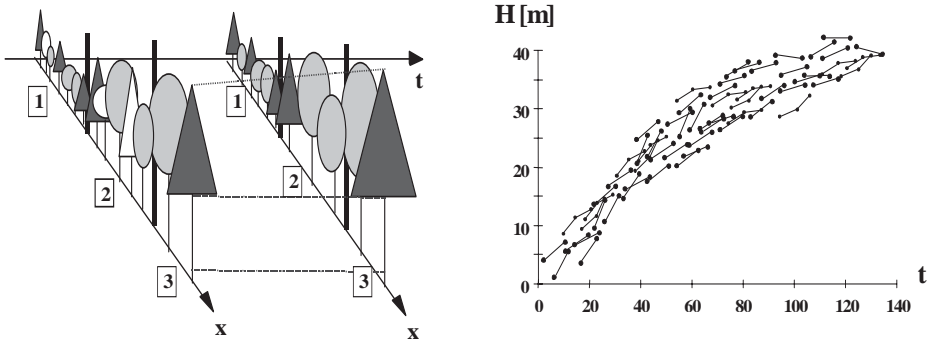


Abbildung 3.1-5. Links drei Intervallflächen: weiße Bäume wurden während einer Durchforstung entfernt. Rechts: Intervalldaten als Grundlage für Modellierung der Zustandsänderung.

In der linken Grafik der Abbildung 3.1-6 liegt ein Eingriff zwischen Anfangs- und Endaufnahme. Die Veränderung der Wachstumsgröße  $W$  kann daher nicht ermittelt bzw. durch Freistellung erklärt werden. Im rechten Bild fallen Eingriffszeitpunkt und Aufnahmezeitpunkt zusammen. Daher ist es möglich, sowohl eingriffsbedingte Strukturveränderungen als auch wachstumsbedingte Dimensionsveränderungen zu erfassen.

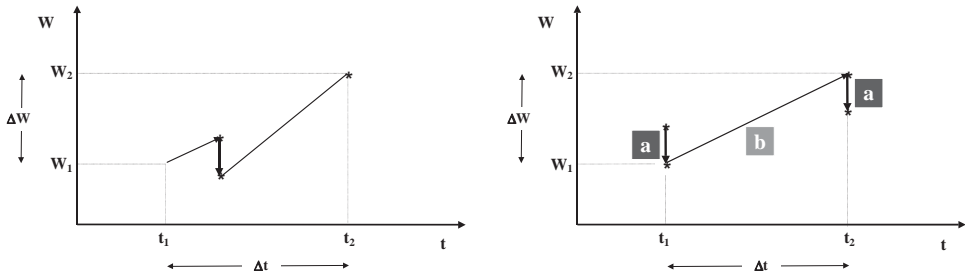


Abbildung 3.1-6. Zwei aufeinander folgende Aufnahmen zur Ermittlung der Veränderungsrate einer Zustandsvariablen  $W$ . Links die falsche Anwendung des Prinzips: Die Auswirkung des Eingriffs im Intervall ist unbekannt, daher bietet  $\Delta W$  keine brauchbare Information. Rechts die korrekte Anwendung: Zwei Arten der Veränderung werden erfasst – die Änderungen als Folge a) einer Durchforstung und b) des natürlichen Wachstums.

Ein gebräuchlicher Modelltyp für die Nutzung von Intervalldaten ist die *algebraische Differenzen-Form einer Wachstumsfunktion*. Dieser Modelltyp wurde bisher vor allem bei der Modellierung raschwüchsiger Baumarten verwendet (vgl. Anwendungen durch Clutter et al. 1983; Ramirez-Maldonado et al., 1988; Forss et al., 1996). Die *algebraische Differenzen-Form* der Gleichung 3.1-1 zum Beispiel lässt sich wie folgt ausdrücken:

$$H_2 = H_1 \cdot \left[ \frac{1 - e^{-a_1 t_2}}{1 - e^{-a_1 t_1}} \right]^{a_2} \quad 3.1-2$$

mit  $H_1, H_2$  = Bestandesoberhöhe im Alter  $t_1$  und  $t_2$ ;  
 $a_1, a_2$  = empirische Modellparameter.

Das Intervallflächenkonzept bietet den Vorzug, dass innerhalb relativ kurzer Zeiträume die Änderungsraten für eine große Vielfalt von Ausgangszuständen erfasst werden können. Ein weiterer Vorzug liegt in der Flexibilität. Intervallflächen können jederzeit aufgegeben werden, nachdem mindestens ein Intervall erfasst wurde. Es mag sogar vorteilhafter sein, eine Intervallfläche aufzugeben und nicht weiterzuführen, stattdessen aber eine neue Fläche anzulegen. Die Kosten einer Neuanlage übersteigen zwar die Kosten der Weiterführung, allerdings kann bei jeder Neuanlage die Vielfalt der Ausgangszustände erhöht werden, und das ist häufig eine wünschenswerte Option.

Es gibt aber immer wieder Fragestellungen, die nur auf der Basis langfristiger Versuchsflächen beantwortet werden können. Langfristige Veränderungen im Wuchsverhalten der Bäume in Reaktion auf klimatische Einflüsse oder als Folge von Veränderung der Standortbedingungen können nur an Beständen untersucht werden, deren Entwicklung über lange Zeiträume hinweg verfolgt wurde.

Auf langfristige Versuchsflächen kann nicht verzichtet werden, aber die Anzahl solcher Intensivflächen wird aus Kostengründen nie sehr hoch sein können. Deshalb wird man aus ihnen nicht mehr, wie bisher im Fall der Ertragstafel für gleichaltrige Reinbestände, die notwendigen Informationen für die Wachstumsmodellierung erhalten. Durch die große Vielfalt möglicher Ausgangszustände und Eingriffsvarianten ist der Nutzen der bestehenden Versuchsflächen begrenzt. Auch die Betriebsinventuren und Kontrollstichproben der Forsteinrichtung bieten keine guten Daten für die Wachstumsmodellierung, da sie nicht zum Zeitpunkt der Eingriffe aufgenommen werden. Das Gleiche gilt für Stammanalysen, deren Daten keinen Aufschluss über das historische Umfeld und die Kronenentwicklung des untersuchten Baumes geben.

Angesichts der begrenzten Mittel und der stets zunehmenden Vielfalt der Waldstrukturen und Mischungsformen erscheint eine grundsätzliche Neuorientierung im forstlichen Versuchswesen erforderlich. Eine stärkere Einbindung der Versuchsanstalten mit ihren Erfahrungen im Versuchswesen wäre bei der Konzeption und Durchführung von regionalen Waldinventuren mit wiederholt aufgenommenen Stichproben wünschenswert.

Eine privat finanzierte Förderung der Waldforschung findet sich vor allem in Ländern, in denen eine erfolgreiche Forst- und Holzwirtschaft existiert, wie z.B. in Australien, Südafrika, Neuseeland, Chile, in den skandinavischen Ländern und in den Vereinigten Staaten (Leslie, 1995). Beispiele für kooperative Waldforschung unter Beteiligung von Universitäten und Wirtschaft sind

die sog. *Research Cooperatives* in den USA<sup>3</sup>. Öffentlich finanzierte Waldforschungsinstitute sind besonders in Europa vertreten. Als Beispiele sind die großen Forschungsinstitute *INIA* (Instituto Nacional de Investigación Agraria) in Spanien, die *INRA* (L'institut National de la Recherche Agronomique) in Frankreich, die *METLA* (Metsäntutkimuslaitos) in Finnland, die *WSL* (Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft) in der Schweiz, die Bundesversuchs- und Forschungsanstalt in Österreich und die Forschungsanstalten der Bundesländer und des Bundes in Deutschland zu nennen.

---

<sup>3</sup> Beispiele: Die *Plantation Management Research Cooperative* der Universität von Georgia und die *Loblolly Pine Growth and Yield Research Cooperative* am Virginia Polytechnic Institute in Blacksburg/Virginia.

### 3.2 Regionale Produktionsmodelle

Regionale Produktionsmodelle ermöglichen die Schätzung der Holzträge innerhalb größerer Waldregionen. Dabei handelt es sich um hochaggregierte Prognosen auf der Basis stark vereinfachter Annahmen, bei denen die Standortbedingungen und die forstliche Bewirtschaftung als konstant vorgegeben werden. Als Beispiele sind die Ertragstafeln und einfache mathematische Produktionsfunktionen zu nennen. Eine Voraussetzung für die Anwendung solcher Produktionsmodelle ist zunächst das Verständnis der Beziehungen zwischen der Gesamtwuchsleistung, dem durchschnittlichen Gesamtzuwachs und dem laufenden Zuwachs.

#### 3.21 Gesamtwuchsleistung und Zuwachs

Die altersbezogene Wuchsleistung eines Waldes wird mit Hilfe der Variablen *Gesamtwuchsleistung*, *durchschnittlicher Gesamtzuwachs*, *laufender Zuwachs* und *periodischer Zuwachs* beschrieben. Die *Gesamtwuchsleistung* im Alter  $t$  ( $GWL_t$ ) ist gleich dem Vorrat des verbleibenden Bestandes im Alter  $t$  ( $V_t$ ) plus der Summe der Vornutzungsmassen ( $Df_i$ ) bis zum Alter  $t$ :

$$GWL_t = V_t + \sum_{i=1}^t Df_i \quad 3.2-1$$

**Beispiel:** Ein 80-jähriger Fichtenbestand mit  $V_{80} = 550 \text{ m}^3 / \text{ha}$  und  $\sum_{i=1}^{80} Df_i = 250 \text{ m}^3 / \text{ha}$ , also  $GWL_{80} = 800 \text{ m}^3 / \text{ha}$ .

Der *durchschnittliche Gesamtzuwachs* im Alter  $t$  ( $DGZ_t$ ) ist gleich der  $GWL_t$  geteilt durch das Bestandesalter:

$$DGZ_t = \frac{GWL_t}{t} \quad 3.2-2$$

**Beispiel:** Für den Fichtenbestand ergibt sich  $DGZ_{80} = \frac{800}{80} = 10 \text{ m}^3 / \text{J} / \text{ha}$ .

Der *laufende Zuwachs* ( $LZ_t$ ) ist gleich der Tangentensteigung an die Wachstumskurve und beschreibt die Wachstumsrate im Alter  $t$ :

$$LZ_t = GWL' = \frac{dGWL}{dt} \quad 3.2-3$$



Der laufende Zuwachs kulminiert bei maximaler Tangentensteigung, also im Wendepunkt der Wachstumskurve. Der durchschnittliche Gesamtzuwachs hat sein Maximum dort, wo die Tangente an die Wachstumskurve durch den Ursprung geht, also zu dem Zeitpunkt, wo der durchschnittliche Zuwachs gleich dem laufenden Zuwachs ist. Bis zu diesem Zeitpunkt liegt der laufende Zuwachs über, danach unter dem durchschnittlichen Zuwachs.

Die Begriffe GWL, LZ und DGZ haben also nur eine Bedeutung im Zusammenhang mit dem Bestandesalter.

**Beispiel:** Anwendung einer hypothetischen Wachstumsfunktion für Kiefernbestände in Niedersachsen:

$$GWL_t = 1800 \cdot e^{-\left(\frac{100}{t}\right)} \quad GWL'_t = 1800 \cdot e^{-\left(\frac{100}{t}\right)} \cdot \frac{100}{t^2} = \frac{180000}{t^2} \cdot e^{-\left(\frac{100}{t}\right)}$$

$$DGZ_t = \frac{1800}{t} \cdot e^{-\left(\frac{100}{t}\right)} \quad DGZ'_t = \frac{1800}{t} \cdot e^{-\left(\frac{100}{t}\right)} \cdot \frac{100}{t^2} - \frac{1800}{t^2} \cdot e^{-\left(\frac{100}{t}\right)}$$

Kulmination des DGZ:

$$DGZ'_t = 0 = \frac{1800}{t} \cdot e^{-\left(\frac{100}{t}\right)} \cdot \frac{100}{t^2} - \frac{1800}{t^2} \cdot e^{-\left(\frac{100}{t}\right)} \quad \rightarrow \frac{100}{t^2} = \frac{1}{t} \rightarrow t = 100$$

Kulmination des LZ:

$$GWL'' = \frac{180000}{t^2} \cdot e^{-\left(\frac{100}{t}\right)} \cdot \frac{100}{t^2} - \frac{360000}{t^3} \cdot e^{-\left(\frac{100}{t}\right)} = 0 \quad \rightarrow \frac{50}{t^4} = \frac{1}{t^3} \rightarrow t = 50$$

Das Bestandesvolumen in *Pinus elliottii*-Plantagen im Süden des US-Staates *Georgia* kann u. a. mit Hilfe der nachstehenden Gleichung geschätzt werden (Pienaar et al., 1990):

$$V = 0.043 \cdot SI^{1.70} \left[ 1 - 1.058 \cdot e^{-0.0082NP^{0.349} \cdot t} \right]^{3.187} \quad 3.2-4$$

mit V = Vorrat [cunits/acre, o.R.]  
 SI = absolute Höhenbonität: Oberhöhe [Fuß] im Alter 25  
 NP = im Alter 2 überlebende Stammzahl pro acre  
 t = Bestandesalter [Jahre]

Die wesentlichen Zusammenhänge zwischen den drei Wachstumsgrößen sind in Abbildung 3.2-1 dargestellt. Der *periodische Zuwachs* in der Altersspanne  $t_1 - t_2$  ( $PZ_{t_1-t_2}$ ) ist gleich der Gesamtmassenproduktion pro Zeiteinheit in einem vorgegebenen Alters- oder Zeitintervall:

$$PZ_{t_1-t_2} = \frac{GWL_{t_2} - GWL_{t_1}}{t_2 - t_1} = \frac{\Delta GWL}{\Delta t} \quad 3.2-5$$

**Beispiel:**  $GWL_{65} = 470 \text{ m}^3/\text{ha}$ ;  $GWL_{60} = 400 \text{ m}^3/\text{ha}$ , also  $PZ_{60-65} = 70/5 = 14 \text{ m}^3/\text{J}/\text{ha}$

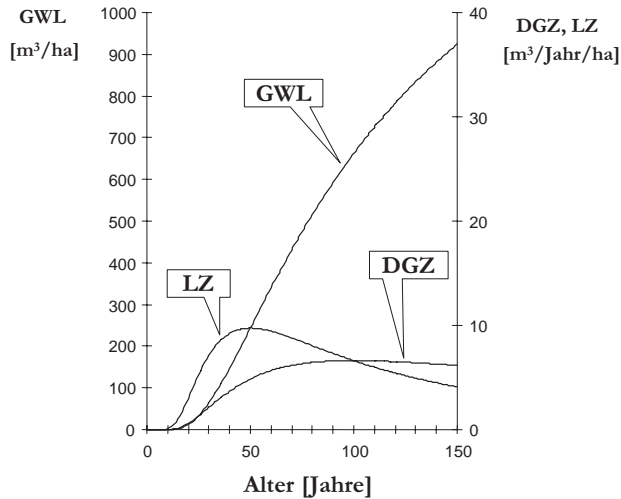


Abbildung 3.2-1. Beziehung zwischen Gesamtwuchsleistung (GWL), durchschnittlichem Gesamtzuwachs (DGZ) und laufendem Zuwachs (LZ).

Der periodische Zuwachs kann altersunabhängig erfasst werden. Er findet daher sowohl im schlagweisen als auch im nichtschlagweisen Betrieb Anwendung. Die Berechnung des periodischen Zuwachses wird mit Hilfe der schematischen Abbildung 3.2-2 dargestellt.

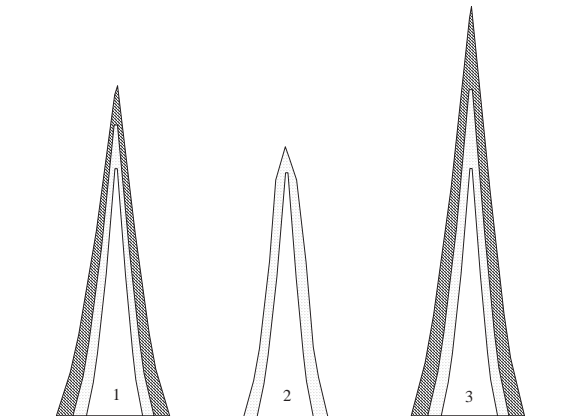


Abbildung 3.2-2. Bestand mit drei Bäumen zur Erläuterung des periodischen Zuwachses (nach Sterba, 1991).

Der weiße Kern kennzeichnet das Schaftvolumen zum Zeitpunkt  $t_1$ . Bis zum Zeitpunkt  $t_2$  haben die Bäume den dunklen Zuwachsmantel angelegt. Zu diesem Zeitpunkt ist ein Baum entnommen

worden. Bis zum Zeitpunkt  $t_3$  haben die Bäume des verbleibenden Bestandes einen weiteren Zuwachsmantel (hell schraffiert) angelegt. Der periodische Gesamtzuwachs des Bestandes ist also gleich der Summe der dunklen und der schraffierten Zuwachsmäntel, oder:

$$\begin{aligned} PZ_{t_1-t_3} &= (V_{13}-V_{11}) + (V_{22}-V_{21}) + (V_{33}-V_{31}) \\ &= (V_{13}+V_{33}) - (V_{11}+V_{21}+V_{31}) + V_{22} \\ &= V_E - V_A + N \end{aligned}$$

wobei  $V_E$  = Endvorrat,  $V_A$  = Anfangsvorrat,  $N$  = Nutzung.

Da die Nutzung, das liegende Holz nach dem Einschlag, nicht immer bestandesweise erfasst wird (und die geerntete Holzmenge ohnehin geringer ist als der ausscheidende stehende Vorrat) erfordert die Schätzung des periodischen Zuwachses in der Praxis besondere Aufnahmefähigkeiten, wie zum Beispiel eine Inventur des ausscheidenden Bestandes vor dem Einschlag.

### 3.22 Normalertragstafeln

Mit der Konstruktion der Ertragstafeln am Ende des 18. Jahrhunderts wurden die ersten Waldwachstumsmodelle geschaffen, die die Bestandesentwicklung auf der Basis von Bestandesmittel- und Bestandessummenwerten nachbilden (Paulsen, 1795; Tab. 3.2-1).

Alter [Jahre]	verbleibend				ausscheidend	
	Stamm- zahl	BHD [Zoll]	Höhe [Fuß]	Vorrat [Klafter]	Stamm- zahl	Vorrat [Klafter]
20	3644	2	12	5.95	-	-
28	911	4	24	11.92	2733	4.46
36	405	6	33	16.39	506	6.62
44	228	8	40	19.86	177	7.17
52	146	10	45	22.35	82	7.15
60	101	12	49	24.34	45	6.83
68	74	14	53	26.32	27	6.41
76	57	16	56	27.81	17	6.16
84	45	18	59	29.30	12	5.83
92	36	20	61	30.30	9	5.56
100	30	22	63	31.18	6	5.34
110	25	24	64	31.78	5	4.89
120	21	26	64	31.78	4	4.71

Tabelle 3.2-1. Buchen-Ertragstafel für gute Standorte, erstellt von Paulsen (1795). Die Stammzahl- und Vorratswerte beziehen sich auf 1 Morgen; BHD- und Höhenangaben sind Bestandesmittelwerte.

Die ersten Ertragstabellen auf empirischer Grundlage entstanden gegen Ende des 19. und im ersten Drittel des 20. Jahrhunderts<sup>1</sup>. Besonders erwähnenswert sind in diesem Zusammenhang die Arbeiten von Schwappach (1911) und Wiedemann (1931). Die bisher in Deutschland veröffentlichten Ertragstabellen waren meist Regionaltabellen auf der Grundlage von Dauerversuchsflächen der Versuchsanstalten. Die heute verwendeten Ertragstabellen von Schober (1972) finden vor allem im nordwestdeutschen Raum der Bundesrepublik Deutschland Anwendung, da die Datengrundlage für ihre Konstruktion aus den Versuchsflächen der ehemaligen Preußischen Versuchsanstalt (heute der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt) und des ehemaligen Instituts für Forstwissenschaften, Abteilung Ertragskunde in Eberswalde, stammen. Die Buchenertragstabelle von Dittmar et al. (1986) findet vor allem in den neuen Bundesländern Verwendung.

Die Ertragstabellen stellen die wichtigsten Bestandeskennwerte von Reinbeständen bei definierter Behandlung in festen zeitlichen (meist fünfjährigen) Intervallen tabellarisch dar. Sie sind aus dem tatsächlichen Wachstumsgang vieler Versuchsflächen hergeleitet worden und sind allgemein verständliche und einfach zu handhabende Modelle des Wachstumsganges der wichtigsten Baumarten und fanden seit jeher breite Anwendung in der traditionellen Forstplanung. Die Funktion der Ertragstabelle beschränkt sich nicht auf die Prognose der Bestandesentwicklung, sondern sie dient auch als Orientierungshilfe bei der periodischen Nutzungsplanung und hat eine Bedeutung bei der Besteuerung von Forstbetrieben. Eine besonders wichtige Funktion ist die Schätzung von Bestandesparametern im Rahmen der Inventur. Grob gegliedert nach der Standortsproduktivität werden die Entwicklung des verbleibenden Bestandes und die ausscheidenden Vornutzungserträge für Bestände geschätzt, die nach bestimmten Vorgaben begründet und durchforstet werden (Tab. 3.2-1).

Die tabellarische Darstellung hat sich erstaunlicherweise während der letzten 200 Jahre kaum geändert (Paulsen, 1795; Hartig, 1847; Weise, 1880; Schwappach, 1890; Gerhardt, 1930; Wiedemann, 1949; Schober, 1995). Das ist zweifellos ein Anzeichen dafür, dass die Ertragstabelle die Anforderungen der mittel- und langfristigen Waldbauplanung über einen langen Zeitraum hinweg erfüllen konnte. Ihre Aufgabe besteht darin, die geplanten Durchforstungseingriffe operational zu beschreiben, die anfallenden Nutzungserträge zu schätzen und die Bestandesentwicklung nach einem Eingriff zu prognostizieren.

Die Angaben der Ertragstabellen gelten jeweils für eine spezielle Durchforstungsvariante, deren Art und Stärke nach der Definition des Vereins Deutscher Forstlicher Versuchsanstalten (1902) festgelegt ist (Abb. 3.2-3). Durchforstungsgrade und Ertragstabellen bilden also eine Einheit,

---

<sup>1</sup> Baur (1881), Schwappach (1890), Eberhard (1902), Grundner (1904), Wimmenauer (1914), Dietrich (1925), Wiedemann (1931).

auf deren Grundlage die mittelfristige Waldbauplanung bisher durchgeführt wurde. Eingangsgröße für die Normalertragstafel ist die Höhenbonität bzw. Ertragsklasse. Für jede Ertragsklasse ist eine Tabelle mit den Daten des ausscheidenden und verbleibenden Bestandes vorgesehen. Ein Auszug aus der Fichtenertragstafel für mäßige Durchforstung nach Wiedemann-Schober ist in Tabelle 3.2-2 dargestellt. Auf albanischen Standorts- und Behandlungsvarianten fußende Ertragstafeln finden sich im Anhang für Rotbuche, Schwarzkiefer und einige Eichenarten.































Grad	<i>beherrschte</i>			<i>herrschende</i>	
	5	4	3	2	1
A	verbl				
	aussch				
B	verbl				
	aussch				
C	verbl				
	aussch				
D	verbl				
	aussch				
E	verbl				
	aussch				

Abbildung 3.2-3. Vereinfachte Darstellung zur Veranschaulichung der Durchforstungsgrade (nach Schober, 1994). Teilkreis: teilweise ausscheidend/verbleibend; Vollkreis: gänzlich ausscheidend/verbleibend.

In der Regel entwickeln sich reale Bestände aufgrund abweichender Standortsbedingungen und abweichender Behandlungen nicht genau ertragstafelgemäß. Dieser Umstand wird bei der Bestandesprognose berücksichtigt, indem die Ertragstafeldaten entsprechend kalibriert werden.

**Beispiel:** Für einen 60-jährigen Fichtenbestand mit einer Mittelhöhe von 23 m und einer Grundfläche von 32 m<sup>2</sup>/ha ergibt sich:

$$24,7 \text{ (Ekl I)} > 23 > 20,5 \text{ (Ekl II)}; \frac{24,7 - 23}{24,7 - 20,5} = 0,4 \text{ also Ekl} = \text{I.4.}$$

$$\text{Reduktionsfaktoren: } H_{\text{red}} = 23 : 24,7 = 0,93; G_{\text{red}} = B^\circ = 32 : 41,9 = 0,76.$$

$$\text{Prognose für das Alter 65: } H_{65} = 26,1 \cdot 0,93 = 24,3 \text{ m und } G_{65} = 43,4 \cdot 0,76 = 33,0 \text{ m}^2/\text{ha.}$$

## Fichte

## Mäßige Durchforstung

Alter	verbleibender Bestand									ausscheidender Bestand					
	N/ha	Hm	Bonitätsrahmen		Oberhöhe		G/ha	BHD	f	V/ha	N/ha	Hm	G/ha	BHD	V/ha
			Hm	von - bis	Weise	h100									
Jahre	Stück	m	m	m	m	qm	cm	0,...	fm	Stück	m	qm	cm	fm	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	

## I.

20	5917	7,1	6,0-8,2	7,5	8,5	26,0	7,5	212	39	-	-	-	-	-
25	4260	9,2	7,9-10,6	10,2	11,1	30,1	9,5	373	103	1657	6,6	5,0	6,2	3
30	3110	11,5	10,0-13,1	12,8	13,7	32,5	11,5	462	172	1150	8,3	5,9	8,1	13
35	2382	14,1	12,4-15,8	15,8	16,4	34,2	13,5	497	240	728	9,8	5,4	9,7	19
40	1886	16,6	14,8-18,4	18,3	19,0	35,5	15,5	516	304	496	11,4	5,1	11,4	23
45	1548	19,0	17,0-20,9	21,1	21,4	37,1	17,5	518	365	338	13,6	4,2	12,6	24
50	1326	21,2	19,0-23,1	23,5	23,7	38,7	19,3	516	423	222	15,4	3,3	13,8	25
55	1148	23,1	20,9-25,0	25,2	25,5	40,3	21,1	513	478	178	17,6	3,0	14,6	26
60	1007	24,7	22,6-26,7	26,9	27,1	41,9	23,0	511	529	141	19,6	2,7	15,6	27
65	887	26,1	24,0-28,1	28,3	28,4	43,4	25,0	507	574	120	21,3	2,6	16,6	29
70	787	27,4	25,3-29,5	29,6	29,7	44,7	26,9	502	615	100	22,7	2,7	18,5	32
75	702	28,6	26,5-30,6	30,7	30,8	45,8	28,8	496	650	85	24,3	2,8	20,5	35
80	631	29,7	27,6-31,7	31,7	31,8	46,7	30,7	491	681	71	25,3	2,9	22,8	37
85	571	30,7	28,6-32,8	32,7	32,7	47,4	32,5	485	706	60	26,4	3,0	25,2	40
90	520	31,6	29,6-33,7	33,5	33,5	47,9	34,2	479	725	51	28,0	3,0	27,4	42
95	475	32,5	30,5-34,6	34,4	34,4	48,2	35,9	473	741	45	29,5	3,0	29,1	43
100	435	33,3	31,3-35,4	35,3	35,1	48,3	37,6	469	754	40	31,0	3,0	30,9	46
105	399	34,1	32,1-36,1	36,4	35,8	48,2	39,2	463	761	36	32,2	3,0	32,6	47
110	366	34,8	32,8-36,8	36,8	36,4	48,0	40,9	458	765	33	33,4	3,0	34,0	48
115	336	35,4	33,4-37,4	37,4	36,9	47,7	42,5	454	767	30	34,0	3,0	35,7	48
120	308	35,9	34,0-37,8	37,6	37,3	47,4	44,3	451	767	28	34,6	2,9	36,3	48

Tabelle 3.2-2. Auszug aus der Ertragstafel Wiedemann-Schober für Fichtenbestände, mäßige Durchforstung ( $N/ha$  = Stammzahl pro ha;  $Hm$  = Mittelhöhe (m);  $G/ha$  = Grundfläche ( $m^2/ha$ );  $BHD$  = mittlerer Brusthöhendurchmesser (cm);  $f$  = Derbholzformzahl;  $V/ha$  = Derbholzvolumen ( $m^3/ha$ )).

Eine Zusammenstellung europäischer Normalertragstafeln ist in Tabelle 3.2-3 aufgeführt<sup>2</sup>. Die von Kramer (1990) aus den Ertragstafeln abgeleitete *Nutzungsplanung* und die *Z-Baum*-Ertragstafeln von Klädtke (1992) ermöglichen die Schätzung der mittelfristigen Vornutzungserträge bei unterschiedlicher Ausgangsbestockung und vorgegebener Zielbestockung. Die Erweiterung dieser Verfahren im Hinblick auf die Schätzung von Holzsortimenten und der Vergleich unterschiedlicher Bestandesentwicklungen (Knoke u. Plusczyk, 2001; Konitzer, 2000) gehören zu den wichtigen Aufgaben der praxisorientierten Waldforschung.

<sup>2</sup> Normalertragstafeln für Mischbestände wurden z.B. von Wiedemann (1942, 1949) und Bonnemann (1939, 1956) entwickelt. Diese Hilfsmittel wurden aber in der Praxis wegen der vielfältigen realen Mischungsverhältnisse kaum verwendet.

Eine weitere erheblich anspruchsvollere Forschungsaufgabe im Bereich der Nutzungsplanung ist die Beschreibung zukünftiger Durchforstungseingriffe, also die realistische Modellierung von Eingriffsvarianten, wie sie z.B. in Abb. 3.2-3 dargestellt sind. Die Schwierigkeit besteht darin, die Dichte-, Struktur- und Wertänderungen realer Bestände so zu simulieren, dass diese mit den tatsächlich im Gelände stattfindenden eingriffsbedingten Veränderungen übereinstimmen.

### 3.23 Regionale Buchenertragstafeln

Dank der Kooperation mehrerer Forschungsinstitutionen wurde es möglich, die Daten von Buchenertragstafeln aus 16 europäischen Ländern zusammenzustellen. In Tabelle 3.2-3 sind die wichtigen Angaben zusammengefasst.

Land	Jahr	Region	Autor	Referenz
Albanien	1998		Gadow, K.v., Postoli, A.	Waldwachstum: Modelle der Waldentwicklung (in Albanisch). GTZ Publikation: 201 S.
Dänemark	1996		Skovsgaard, J. P., Mosing, M.	Bogefoyngelser i Ostjylland. Danish forest and Landscape Research Institute
Deutschland	1972		Schober, R.	Die Rotbuche. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main.
Deutschland	1986	ehemalige DDR	Dittmar, O., Knapp, E., Lembcke, G.	DDR-Buchenertragstafel. IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung, Heft 4, 1986.
Griechenland	1999	Nord Griechenland	Gatzojannis, S.	Yield tables for beech stands in the forest A. Broutou Serres Prefecture, N. Greece (in Griechisch): ANΨΕΡΕ ΗΚΙΣΑΑ, 12: 91-104.
Großbritannien	1971		Hamilton, G. J., Christie, J. M.	Forest Management Tables (Metric). Her Majesty's Stationary Office.
Italien	1974	Gargano	Gualdi, V.	Ricerche auxometriche sulle faggette del Gargano. L'Italia Forestale e Montana 29:83.2-116.
Niederlande	1996		Jansen, J.J., Sevenster, J., Faber, P. J.	Opbrengst Tabellen voor belangrijke boomsoorten in Nederland. Landbouwniversiteit Wageningen; IBN-Rapport 221; Hinkeloord-Report No 17.
Polen	1998		Bruchwald A., Dudzinska M., Wirowski M.,	Model wzrostu dla liściastych gatunków drzew lesnych. Model wzrostu buka. Forest Research Institute in Warsaw.
Rumänien	1972		Giurgiu, V., Decei, I. und Armasescu, S.	Biometria arborilor si arboretelor din Romania (The biometry of trees and stands in Rumania: forest mesuration tables). Ceres Verlag.
Schweden	1971	Südschweden	Carbonnier, C.	Studia Forestalia Suecica. Nr. 90. Royal College of Forestry, Stockholm.
Schweiz	1983		WSL Birmensdorf	Ertragstafeln 3. Auflage
Slowakei	1998		Halaj, J., Petras, R.	Rastove tabulky hlavných drevín
Spanien	1992	Navarra	Madrigal, A., Puertas, F., Martinez, J.	Tablas de producción para Fagus sylvatica L. en Navarra. Gobierno de Navarra, Dep. de Agricultura, Ganadería y Montes
Tschechische Republik	1996		Cerny, M., Parez, J. und Malik, Z.	Rustove a taxacni tabulky hlavních drevín Ceske Republiky Ministerstva zemědělství.
Ungarn	1983		Mendlik, G.	Beech Yield Table (in Ungarisch). Erdeszeti-Kuratasok 75:157-162

Tabelle 3.2-3. Angaben zu den Buchenertragstafeln aus verschiedenen europäischen Ländern.

Um regionale Unterschiede erkennen zu können, wurden die Ertragstafeldaten für die Stammzahl-, Höhen- und Grundflächenentwicklungen getrennt parametrisiert. Zwei Beispiele normaler Ertragstafelentwicklungen sind in Abbildung 3.2-4 dargestellt.

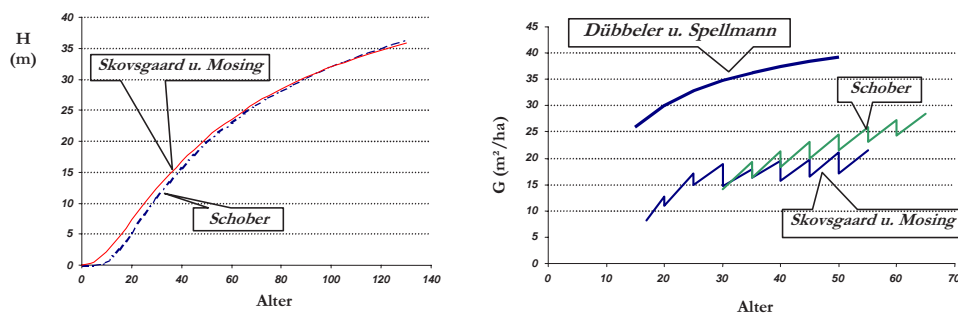


Abbildung 3.2-4. Vergleich der Höhen- (links) und der Grundflächenentwicklung (rechts) nach Schober (1972) und Skovsgaard u. Mosing (1996) für Bestandeshöhe 32 m im Bezugsalter 100 Jahre.

Die Eingriffstärken können durch die relativen Grundflächenentnahmen ( $rG\%$ ), die Eingriffarten durch die Stammzahl-Grundflächenverhältnisse ( $NG$ ) beschrieben werden. Die Angaben in Tabelle 3.2-4 entsprechen den Grafiken in Abbildung 3.2-4.

Alter	Schober		Skovsgaard u. Mosing	
	$rG$ (%)	$NG$	$rG$ (%)	$NG$
20	-	-	0.10	1.60
25	-	-	0.11	1.59
30	-	-	0.22	1.38
35	0.15	2.44	0.08	1.56
40	0.14	2.10	0.20	1.38
45	0.13	1.85	0.14	1.40
50	0.12	1.78	0.17	1.36
55	0.11	1.71	-	-
60	0.10	1.68	-	-
65	0.10	1.67	-	-

Tabelle 3.2-4. Eingriffstärken ( $rG\%$ ) und Eingriffarten ( $NG$ )<sup>3</sup> für die in Abbildung 3.2-4 dargestellten Varianten.

Die  $NG$ -Verhältnisse beider Varianten beschreiben Eingriffe, bei denen die schwachen Bestandesglieder entnommen werden. Die Eingriffstärken von Skovsgaard u. Mosing (1996) sind variabel. Beide Grundflächenhaltungen liegen erheblich unter der Maximaldichte nach Döbbeler u. Spellmann (2002).

Das von Dhôte (1996) in Frankreich entwickelte Buchenmodell besteht aus drei Differentialgleichungen zur Schätzung des Oberhöhen-, Grundflächen- und Volumenzuwachses. Die für die Anpassung des Modells verwendeten Daten stammen aus 317 Beobachtungsperioden in 29 langfristigen Versuchsflächen. Mit Hilfe dieses Gleichungssystems wurde die Entwicklung von drei Beständen mit guter, mittlerer und schwacher Bonität generiert.

<sup>3</sup>  $NG$  beschreibt das Verhältnis der relativen Stammzahlentnahme zur relativen Grundflächenentnahme.



Die zur Verfügung stehenden empirischen Daten stammen aus Versuchflächen, die teilweise bereits gegen Ende des 19. Jahrhunderts angelegt wurden. Beispielhaft zu nennen sind die umfangreichen Datenbestände der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt; des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München; der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz in Trippstadt und der Forstlichen Versuchsanstalt in Potsdam. Einige Varianten sind in Abbildung 3.2-5 dargestellt.

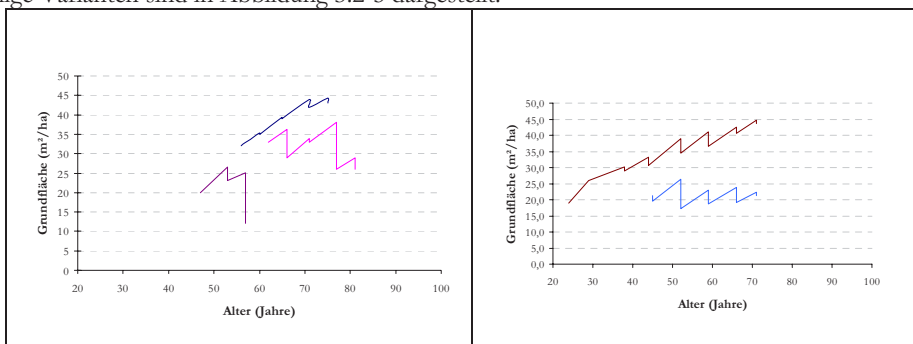


Abbildung 3.2-5. Beispiele von Daten aus Versuchflächen. Links: Daten der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz (Winnweiler Nullfläche; Df. Nach Busse; Auslesedf 25. Rechts: Daten der Technischen Universität München (Starnberg A-Grad; Starnberg 50% des A-Grades).

Besonders wertvoll, da selten, sind die Daten aus extrem dichtständigen und sehr weitständigen Versuchflächen. Solche Daten sind notwendig für plausible Simulationen von extremen bzw. unüblichen Eingriffsvarianten.

### Parametrisierung der Ertragstafelmodelle

Auf der Basis der Ertragstafelwerte für Rotbuche in Europa wurde ein altersabhängiges Bestandesmodell entwickelt. Das Modell kann zur Bonitierung eingesetzt werden, - allerdings nicht, bzw. nur sehr begrenzt, für die Beurteilung unterschiedlicher Behandlungsvarianten. Für die Schätzung der Oberhöhe bzw. die Bonitierung eines Buchenbestandes wurde die Exponentialfunktion nach Sloboda (1971) parametrisiert:

$$H100 = c \cdot \left( \frac{SI}{c} \right)^{\exp\left(\frac{-b}{(a-1)A_0^{(c_1-1)} + (a-1)A^{(a-1)}}\right)}$$

$$SI = c \cdot \left( \frac{SI}{c} \right)^{\exp\left(\frac{-b}{(a-1)A^{(c_1-1)} + (a-1)A_0^{(a-1)}}\right)}$$

wobei  $H100$  = Oberhöhe (m),  
 $SI$  = Oberhöhenbonität mit Bezugsalter 100 (m),  
 $A_0$  = Bezugsalter (hier: 100 Jahre),  
 $A$  = Bestandesalter (Jahre),  
 $a, b, c$  = empirische Koeffizienten.

3.2-6

In Tabelle 3.2-5 sind die empirischen Koeffizienten, getrennt nach Regionen, zusammengefasst:

Region	n	a	b	c	r
Albanien	135	0,1364	1,6407	1,986·10 <sup>-4</sup>	0,99
Dänemark	141	0,4416	0,7131	4,643·10 <sup>-4</sup>	0,98
Deutschland	335	0,0145	4,3698	1,092·10 <sup>-4</sup>	0,99
Frankreich	75	0,1019	3,1119	1,409·10 <sup>-4</sup>	0,99
Griechenland	91	0,6158	0,2740	3,138·10 <sup>-4</sup>	0,99
Großbritannien	105	0,0660	2,1057	3,306·10 <sup>-4</sup>	0,99
Italien	39	-0,1748	5,1838	1,490·10 <sup>-4</sup>	0,99
Niederlande	137	0,2646	1,4974	9,530·10 <sup>-4</sup>	0,99
Polen	401	0,3762	0,8456	6,799·10 <sup>-6</sup>	0,99
Rumänien	127	0,1900	1,3108	3,333·10 <sup>-4</sup>	0,99
Schweden	122	0,0033	6,5685	1,207·10 <sup>-4</sup>	0,99
Schweiz	52	0,0507	3,6291	3,360·10 <sup>-4</sup>	0,99
Slowakei	374	0,2761	1,1287	2,262·10 <sup>-4</sup>	0,99
Spanien	94	0,6699	0,2561	5,751·10 <sup>-4</sup>	0,99
Tschechien	111	0,4258	0,5276	5,381·10 <sup>-4</sup>	0,99
Ungarn	78	0,3660	0,8282	2,328·10 <sup>-4</sup>	0,99

Tabelle 3.2-5. Koeffizienten zur Schätzung der Oberhöhe bzw. der Bonität ( $n$  = Anzahl der verwendeten Ertragsfeldatensätze).

Für die Modellierung der Grundflächenentwicklung wurde die von Hui u. Gadow (1993) vorgeschlagene pfad-invariante algebraische Differenzenform verwendet:

$$G_2 = G_1 \cdot N_2^{1-a \cdot H_2^b} \cdot N_1^{a \cdot H_1^b - 1} \cdot \left( \frac{H_2}{H_1} \right)^c \quad 3.2-7$$

wobei  $G_1, G_2$  = Grundfläche zum Zeitpunkt 1 bzw. 2 (m<sup>2</sup>/ha),  
 $H_1, H_2$  = Oberhöhe zum Zeitpunkt 1 bzw. 2 (m),  
 $a, b, c$  = empirische Koeffizienten.

Die empirischen Koeffizienten sind in Tabelle 3.2-6 zusammengefasst.

Region	n	a	b	c	r
Albanien	130	1,0040	-0,0981	1,6315	0,99
Dänemark	133	0,1159	0,4957	3,2284	0,97
Deutschland	322	1,0177	-0,0069	0,4985	0,98
Griechenland	84	1,6743	-0,1511	-0,8258	0,99
Großbritannien	101	0,2795	0,4029	3,2957	0,99
Italien	36	0,5142	0,1289	2,1465	0,99
Niederlande	132	0,3847	0,1873	2,0798	0,99
Polen	389	-2,3307	-1,4479	2,9257	0,99
Rumänien	118	1,4166	-0,0968	-0,0691	0,99
Schweden	114	0,0493	0,0501	3,7126	0,95
Schweiz	46	1,4751	-0,1000	-0,4777	0,98
Slowakei	361	1,0057	-0,0024	0,4404	0,91
Spanien	88	0,4062	-0,3146	2,4437	0,99
Tschechien	100	1,0592	0,0146	0,4252	0,99
Ungarn	72	0,2544	0,3452	0,3217	0,97

Tabelle 3.2-6. Empirische Koeffizienten zur Schätzung der Grundfläche ( $n$  = Anzahl der verwendeten Ertragsfeldatensätze).

Die Stammzahlentwicklung wurde in dieser Untersuchung an das Oberhöhenwachstum gekoppelt. Grundlage dafür ist der Ansatz von Clutter et al. (1983), dargestellt in Gleichung 3.2-8.

$$N_2 = 1.000 \cdot \left[ \left( \frac{N_1}{1.000} \right)^a + b \cdot (H100_2^c - H100_1^c) \right]^{\frac{1}{a}} \quad 3.2-8$$

wobei  $H100_1, H100_2$  = Oberhöhe zu den Zeitpunkten 1 und 2 in m,  
 $N_1, N_2$  = Stammzahl zu den Zeitpunkten 1 und 2 in Stück je ha,  
 $a, b, c$  = empirische Koeffizienten

Die empirischen Koeffizienten sind in Tabelle 3.2-7 aufgeführt.

Region	n	a	b	c	r
Albanien	130	0,0247	-0,0429	0,3898	0,99
Dänemark	133	0,0728	-0,0002	2,2683	0,99
Deutschland	318	0,0115	-3,0966	0,0082	0,99
Griechenland	84	0,0360	-0,0015	1,2283	0,99
Großbritannien	101	0,3373	-0,1435	0,8369	0,99
Italien	36	0,0805	-0,0797	0,5008	0,99
Niederlande	132	0,0284	-0,0048	0,9458	0,99
Polen	389	-0,0020	-0,2685	-0,0120	0,99
Rumänien	118	0,0051	-0,0087	0,4101	0,99
Schweden	114	0,0035	-0,2706	0,0333	0,99
Schweiz	46	-0,2210	-66,6699	-0,0056	0,99
Slowakei	361	-0,8224	-53,6177	-0,0024	0,99
Spanien	88	-0,2491	-47,7015	-0,0048	0,99
Tschechien	100	0,1905	-0,9984	0,2581	0,99
Ungarn	72	-0,0056	-5,0719	-0,0017	0,99

Tabelle 3.2-7. Empirische Koeffizienten zur Schätzung der Stammzahl ( $n$  = Anzahl der verwendeten Ertragstafel Datensätze).

### 3.24 Mathematische Produktionsmodelle

Die mathematischen Produktionsmodelle sind eine logische Weiterentwicklung der Ertragstafeln, der Unterschied liegt in ihrer flexibleren Handhabung. Wie die Ertragstafeln sind sie hergeleitet aus den Beobachtungen langfristiger Versuchsflächen. Eine Ausnahme bildet Murray's DGZ<sub>max</sub>-Modell, dessen Parameter aus der Kenntnis des maximalen Zuwachses und der örtlichen Erfahrungswerte bestimmt werden.

#### Beispiel: Ertragsschätzung für Kiefernwälder in Russland

Shvidenko et al. (1995) entwickelten Produktionsmodelle für mehrere Baumarten in Russland. Gleichung 3.2-9 zum Beispiel schätzt den Vorrat eines voll bestockten *Pinus silvestris*-Bestandes der III. Ertragsklasse in Nordrussland:

$$V(t) = 205 \cdot 3 \cdot \left[ 1 - e^{-0.0231 \cdot t} \right]^{2.93} \quad 3.2-9$$

wobei  $V(t)$  = Bestandesvorrat [ $\text{m}^3/\text{ha}$ ] im Alter  $t$ .

Mit Hilfe der Gleichung 3.2-9 kann eine Ertragstafel erstellt werden (Tab. 3.2-8)

		Mitte der Altersklasse [Jahre]									
		10	30	50	70	90	110	130	150	170	190
$\text{m}^3/\text{ha}$		2.0	26.9	67.7	107.4	138.8	161.4	176.8	187.1	193.7	197.9

Tabelle 3.2-8. Ertragstafel für einen vollbestockten *Pinus silvestris*-Bestand der III. Ertragsklasse in Nordrussland.

Auf der Basis der bekannten Altersklassenverteilung bilden solche Modelle häufig die einzige plausible Grundlage für regionale Produktionsplanungen. Ein hochaggregiertes Produktionsmodell bietet eine relativ einfache Möglichkeit, unterschiedliche Nutzungsalternativen im Hinblick auf die Nachhaltigkeit zu überprüfen. Allerdings muss dabei bedacht werden, dass die Waldentwicklung je nach Standort und waldbaulicher Behandlung sehr unterschiedlich sein kann.

#### *Murray's DGZ<sub>max</sub> - Modell*

Ein Modell zur Schätzung der Holzerträge wird gewöhnlich durch Anpassung einer geeigneten Funktion an empirische Daten entwickelt. Liegen ähnliche Bedingungen wie bei den Originaldaten vor, so kann das Modell für die Ertragsprognose verwendet werden. Die Brauchbarkeit ist eingeschränkt, sobald neue Behandlungsmethoden, bisher unbekannte Standortbedingungen oder andere Baumarten vorliegen.

Besonders wichtig für die Modellierung des regionalen Ertragspotentials ist die Kenntnis des durchschnittlichen Gesamtzuwachses, also bei nichtlinearem Wachstum die Angabe des DGZ in Verbindung mit einem Referenzalter. Dabei bietet sich das Alter der Kulmination des DGZ ( $t_{\max}$ ) an. Eine geeignete Funktion zur Beschreibung des Wachstums ist die *Chapman-Richards*-Gleichung:

$$V(t) = A \cdot \left(1 - e^{-k \{t - t_0\}}\right)^m \quad 3.2-10$$

wobei  $V(t)$  der Bestandesvorrat im Alter  $t$  (in  $\text{m}^3/\text{ha}$ ) ist.  $A$  kann als Maß einer endgültigen Sättigung oder maximalen Größe interpretiert werden und besitzt die gleiche Maßeinheit wie  $V(t)$ . Der Parameter  $k$  skaliert die Zeitachse und hat Einheiten invers der Zeit. Wird  $t$  zum Beispiel in Jahren gemessen, dann ist die Maßeinheit von  $k$  gleich  $\text{Jahr}^{-1}$ . Durch die Veränderung von  $k$  in Gl. 3.2-10 kann sich das Modell der aktuellen Wachstumsrate der Variablen anpassen.

Der Parameter  $t_0$  gibt den Zeitpunkt an, zu dem der Vorrat größer oder gleich Null ist. Der vierte Parameter  $m$  schließlich erhöht die Flexibilität bezüglich der Form der Wachstumskurve.

Für  $A$ ,  $k$ ,  $t_0$  und  $m$  ergeben sich bei Anpassungen an empirische Vorratsdaten bestimmte Wertebereiche. Wird nur auf Prognosen im Bereich  $t_{\max}$  Wert gelegt, dann genügt eine Bestimmung von  $t_0$  auf der Basis von Erfahrungen. In schnellwüchsigen Plantagen zum Beispiel wäre  $t_0 = 1$  durchaus plausibel. Der Parameter  $A$  kalibriert das Wachstumsmodell. Sein Wert wird automatisch bestimmt, sobald Eichwerte vorliegen, wie z. B. der  $DGZ_{\max}$  und  $t_{\max}$ . Das bedeutet, dass die Form und die Orientierung eines Wachstumsmodells in Bezug auf die Zeitachse nur durch die Parameter  $m$  und  $k$  bestimmt wird. Normalerweise ist  $t_{\max}$  also genau durch die Werte von  $m$  und  $k$  definiert (bei  $k = 0.095$  und  $m = 3.70$  zum Beispiel beträgt  $t_{\max}$  genau 25 Jahre). Daraus folgt, dass die Parameterwerte nicht für ein Modell benutzt werden können, in welchem  $t_{\max}$  vorgegeben wird.

Die Vorgabe von  $t_{\max}$  aber wäre eine sehr praktikable Lösung, denn  $t_{\max}$  und  $DGZ_{\max}$  sind häufig bekannte Erfahrungswerte, die in der Praxis vorliegen. Es kommt also darauf an, das Modell so zu definieren, dass die Parameter sich aus dem bekannten  $t_{\max}$  ergeben und nicht umgekehrt, wie üblich.

Die Bedingung, dass der DGZ in einem bestimmten  $t_{\max}$  kulminiert, erfordert, dass die 1. Ableitung von  $DGZ(t)$  oder von  $(1 - e^{-k(t-1)})^m / t$ , bei  $t_{\max} = 0$  ist. Die Konstante  $A$  kalibriert das Wachstumsmodell und kann deshalb einen Wert von 1 erhalten. Nach Bildung der 1. Ableitung, die gleich Null gesetzt wird, erhält man eine Beziehung zwischen  $t_{\max}$  und den Parametern  $k$  und  $m$ :

$$1 = \left[ t + t_{\max} \cdot m \cdot k \right] \cdot e^{-k \cdot \{t-1\}} \quad 3.2-11$$

Wird  $m$  vorgegeben, dann kann  $k$  iterativ bestimmt werden. Murray u. Gadow (1993) z. B. verwenden  $m = 3$ .

Gl. 3.2-11 kann in einer Excel Tabelle gelöst werden, wenn auch etwas umständlich. Das Zahlenbeispiel rechts enthält die entsprechenden Werte für  $t_{\max}=50$  Jahre;  $m=3$  und  $DGZ_{\max}=5.3$ . Die erste Spalte enthält die  $k$ -Werte, inkrementiert um jeweils den Wert 0.0005. Die Suche ist beendet, wenn die rechte Seite der Gl. 5-11 in der zweiten Spalte den Wert 1 ergibt (hier bei  $k=0,0395$ ).

k	Gl.5-13
0,0370	1,069
0,0375	1,055
0,0380	1,041
0,0385	1,027
0,0390	1,013
0,0395	1,000
0,0400	0,986
0,0405	0,972

Die Eingangswerte für das Regionalmodell, das für ein hohes Aggregationsniveau entwickelt wurde, sind die in der Praxis vorliegenden Erfahrungswerte  $t_{\max}$  und  $DGZ_{\max}$ . Es empfiehlt sich nun, den relativen DGZ zu verwenden, definiert durch die Bedingung  $DGZ_{\max} = 1$ . Der relative DGZ, eine dimensionslose Menge pro ha und Jahr, ist durch die folgende Gleichung gegeben:

$$\text{rel}DGZ(t) = \frac{t_{\max}}{t} \frac{(t - e^{-k\{t-t_0\}})^m}{(t_{\max} - e^{-k\{t_{\max}-t_0\}})^m} \quad 3.2-12$$

Abbildung 3.2-6 zeigt Beispiele von relativen DGZ-Kurven, die im Alter von  $t_{\max} = 20, 50$  und  $80$  Jahren kulminieren.

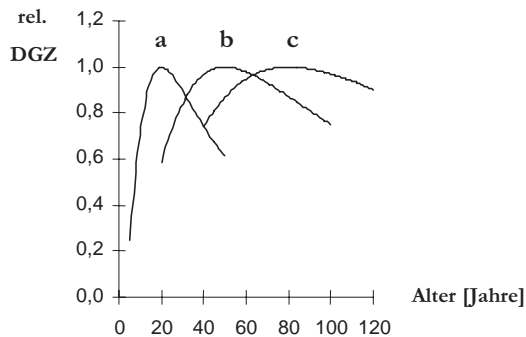


Abbildung 3.2-6. Drei Kurven des relativen DGZ mit a:  $t_{\max} = 20$ ,  $k = 0.1043$ ; b:  $t_{\max} = 50$ ,  $k = 0.0394$  und c:  $t_{\max} = 80$ ,  $k = 0.0243$ .

Die aktuellen DGZ-Kurven erhält man durch Multiplikation der Relativwerte mit dem vorgegebenen  $DGZ_{\max}$ . Murray u. Gadow (1993) fanden sehr gute Übereinstimmungen zwischen dem *synthetischen* Modell des relativen DGZ und *empirischen* Wachstumsmodellen. Falls also entsprechendes Erfahrungswissen über  $DGZ_{\max}$  und  $t_{\max}$  vorliegt (z. B. in Form von Leistungsklassen), kann dieser Ansatz plausible Ergebnisse liefern als empirische Modelle mit unvollständiger Datenbasis.

Bisher bildete die Einheit von Ertragstafel und Durchforstungsgrad die Grundlage für die mittelfristige Steuerung der Waldentwicklung (Schober, 1995). Die von Kramer (1990) aus der Ertragstafel abgeleitete Nutzungsplanung ermöglicht die Schätzung mittelfristiger Vornutzungserträge bei Vorgabe der Ausgangs- und Zielbestockung. Diese Hilfsmittel der Forsteinrichtung, Wachstumsmodell und Durchforstungsmodell, werden in Zukunft, wenn auch in anderer Form, unerlässlich sein.

*Zuwachsprozente*

Zuwachsprozente oder relative Zuwachsraten haben eine gewisse Bedeutung in selektiv genutzten Wäldern. Nach einem Hiebszyklus von „ $\alpha$ “ Jahren beträgt der mit der Zuwachsrate prolongierte Anfangsvorrat  $V_0$ .

$$V_{\alpha} = V_0 \cdot (1 + p)^{\alpha} \quad 3.2-13$$

mit

$V_0$  = Vorrat (nach dem Hieb) zu Beginn des Hiebszyklus ( $\text{m}^3/\text{ha}$ )       $V_{cc}$  = Vorrat (vor dem Hieb) am Ende des Hiebszyklus ( $\text{m}^3/\text{ha}$ )  
 $p$  = relative Zuwachsrate während des Hiebszyklus ( $\text{m}^3/\text{ha}/\text{Jahr}$ )

Tabelle 3.2-9 zeigt beispielhaft die Zuwachsprozente in Abhängigkeit vom Vorrat für Nadelwälder und Mischwälder in Finnland (Lähde et al., 2002).

Bestandesvorrat ( $\text{m}^3/\text{ha}$ )	Bestandes-typ	Zuwachsprozent	
		U	G
80-120	C	$5,1 \pm 1,8$	$4,4 \pm 0,7$
	CM	$5,5 \pm 1,5$	$4,9 \pm 1,1$
120-160	C	$4,2 \pm 1,1$	$3,9 \pm 0,5$
	CM	$4,6 \pm 1,0$	$3,8 \pm 1,0$
160+	C	$3,3 \pm 0,9$	$2,8 \pm 0,7$
	CM	$3,6 \pm 0,8$	$2,9 \pm 0,8$

Tabelle 3.2-9. Jährlicher Bestandeszuwachs in Prozent des Vorrats (Mittelwert  $\pm$  Standardabweichung) in ungleich (U) und gleich strukturierten (G) Nadelwaldbeständen (C) und Nadelwald-Mischbeständen (CM).

Wenn der Anfangsvorrat, die Zuwachsrate und die gewünschte Vorratshöhe vor dem Hieb bekannt sind, kann der Hiebszyklus berechnet werden nach:

$$cc = \frac{\ln(V_{cc}) - \ln(V_0)}{\ln(1 + p)} \quad 3.2-14$$

Nach dieser Formel wird zum Beispiel der Hiebszyklus für Kiefernwälder in der wirtschaftlich bedeutenden Waldregion *El Salto, Durango*, Mexiko berechnet.



*Tafel 3.2-1. Taiga-Waldlandschaft in der Nordmongolei*





### 3.3 Dichteabhängige Bestandeswuchsmodelle

Ein Ziel der gegenwärtigen waldwachstumskundlichen Forschung ist die Entwicklung von Modellen, die eine Beurteilung unterschiedlicher waldbaulicher Eingriffe ermöglichen. Ertragstafeln und andere regionale Produktionsmodelle sind dafür nicht mehr geeignet, weil sie das Wachstum und die Erträge von Beständen schätzen, die auf eine ganz bestimmte, ehemals als "normal" angesehene Art, begründet und durchforstet werden. Die erforderliche Kalibrierung der Ertragstafel wird um so problematischer, je mehr die aktuelle Waldbaupraxis von den Ertragstafelvorgaben abweicht.

#### 3.31 Beziehungen zwischen Dichte und Wachstum

Zahlreiche Untersuchungen haben gezeigt, dass das Höhenwachstum von der Bestandesdichte weitgehend unbeeinflusst bleibt, während das Durchmesserwachstum sehr empfindlich auf Unterschiede in der Bestandesdichte reagiert. Die Arbeiten von Craib (1939) gehören zu den ersten Untersuchungen, die die teilweise phänomenale Reaktion des Durchmessers auf unterschiedliche Bestandesbehandlungen aufzeigten. Abbildung 3.3-1 ist eine Originaldarstellung aus Craib's Dissertation. Die Stammscheiben wurden drei gleichalten *Pinus patula*-Bäumen aus unterschiedlich dicht bestockten Versuchsflächen in der Versuchsfläche *Weza* im Süden der Provinz Natal in Südafrika entnommen. Craib (1939) konnte aufgrund seiner Beobachtungen in den berühmten *Correlated Curve Trend (CCT)*-Versuchsflächen feststellen, dass das Durchmesserwachstum der vorherrschenden Bäume kaum durch die Bestandesdichte beeinflusst wird. Dies bewirkt nicht nur eine mit dem Alter (oft linear) zunehmende Durchmesservarianz, sondern auch die typische Linksteilheit der Durchmesserverteilung.

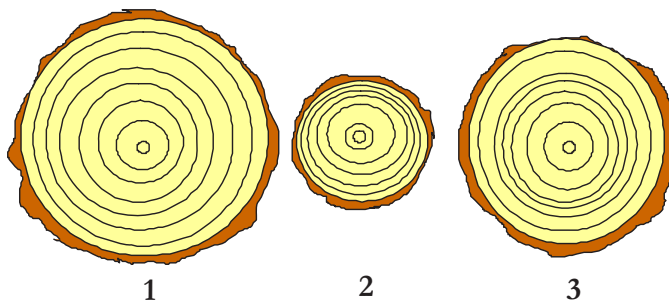


Abbildung 3.3-1. Auf Brusthöhe entnommene Stammscheiben von drei 9-jährigen *Pinus patula*-Bäumen. Baum 1 ist ohne Konkurrenz im Freiland erwachsen, Baum 2 dagegen in einem dicht bestockten Bestand. Baum 3 erwuchs zunächst im Dichtschluss, reagierte dann aber mit erhöhtem Durchmesserzuwachs nach einer starken Durchforstung im Alter 7.

Die phänomenale Reaktion des Durchmesserwachstums auf starke Eingriffe und der damit verbundene hohe Wertzuwachs der Einzelbäume sowie die erhöhte Bestandessicherheit führte in Südafrika bereits vor dem 2. Weltkrieg zu einer radikalen Abkehr von der traditionell europäisch geprägten Waldbaupraxis hoher Grundflächenhaltungen. In Europa wurden die Vorteile frühzeitiger, starker Eingriffe erst viel später erkannt (Kramer, 1988).

Auf der Basis seiner Untersuchungen über die Auswirkungen unterschiedlicher mittlerer periodischer Grundflächenhaltungen auf den Bestandesmassenzuwachs formulierte Assmann (1961) das Prinzip der *optimalen Grundflächenhaltung*<sup>1</sup> (Abb. 3.3-2). Die *maximale Grundflächenhaltung* entspricht der maximalen Bestandesdichte, dem sog. „natürlichen Bestockungsgrad“, bei dem der Volumenzuwachs aufgrund natürlicher Mortalität und geringem Durchmesserzuwachs unter dem Höchstwert liegt. Als *optimal* wird die Grundflächenhaltung bezeichnet, bei der der flächenbezogene Volumenzuwachs sein Maximum erreicht. *Kritisch* ist nach Assmann diejenige mittlere Grundflächenhaltung, bei der noch 95 % des Höchstzuwachses geleistet wird. Wegen des erhöhten Windwurftrisikos in dicht bestockten Beständen ist die *optimale Grundflächenhaltung* eine eher selten angestrebte Zielgröße geworden.

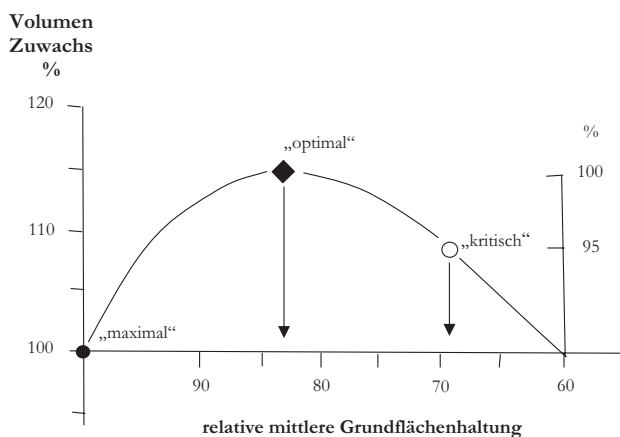


Abbildung 3.3-2. Schematische Darstellung der maximalen, optimalen und kritischen Grundflächenhaltung (nach Assmann 1961; s. a. Kramer, 1988, S. 86)

Nach Thomasius (1976, 1978) erreicht der *flächenbezogene Volumenzuwachs* in Fichtenbeständen sein Maximum bei einer Bestandesdichte, die etwas unterhalb der maximal möglichen Dichte liegt (Abb. 3.3-3). Die Beziehung zwischen dem Standraum und dem Volumenzuwachs des Einzelbaumes zeigt wie erwartet einen asymptotischen Verlauf.

<sup>1</sup> Detaillierte Beschreibungen finden sich bei Kramer (1988) und Pretzsch (2002).

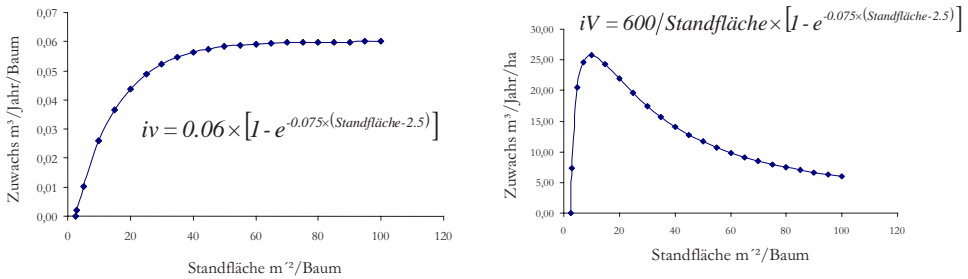


Abbildung 3.3-3. Beziehungen zwischen Standfläche und Volumenzuwachs in einem 39-jährigen Fichtenbestand; links der Einzelbaumzuwachs, rechts der flächenbezogene Zuwachs, nach Thomasius u. Thomasius (1976; s. auch Schmidt-Vogt, 1986, S. 142).

Eine hohe Bestandesdichte liefert zwar einen hohen Volumenzuwachs pro Flächeneinheit, jedoch nimmt häufig auch gleichzeitig die Bestandessicherheit und die Wertzunahme der Einzelbäume ab (Kramer, 1989). In Plantagenwäldern wurden diese Zusammenhänge schon frühzeitig erkannt. Aus diesem Grund wurden unter Hinnahme erheblicher Massenverluste in Ländern der südlichen Hemisphäre seit etwa 60 Jahren stabilitätsfördernde starke Durchforstungen bevorzugt.

### 3.32 Beispiele dichteabhängiger Bestandesmodelle

Der entscheidende Unterschied zwischen einem dichteabhängigen Wachstumsmodell und einer Normalertragstafel liegt nicht in der Art der Repräsentation. Eine Normalertragstafel lässt sich ohne weiteres auch als Computerprogramm repräsentieren. Allerdings bringt die computergestützte Darstellung keinen Informationsgewinn. Der Unterschied liegt in der erweiterten Anwendungsmöglichkeit. Ein als Simulationsprogramm aufgebautes Managementmodell ist nicht an eine einzige Eingriffsstrategie gebunden. Aufgrund der besonderen Struktur ermöglicht es eine Beurteilung unterschiedlicher waldbaulicher Maßnahmen für einen realen Bestand - eine Eingriffsfolge wird zunächst erst *durchgespielt*, bevor sie im Wald umgesetzt wird. Wegen dieser erforderlichen Flexibilität wird die Modellkomponente, d. h. die Anwendung bestehenden Wissens im Rahmen von Simulationsprogrammen, immer wichtiger (Pretzsch u. Bossel, 1988).

Die logische Weiterentwicklung der Ertragstafel ist gerichtet auf ein Modellsystem, das nicht an eine begrenzte Anzahl vorgegebener waldbaulicher Behandlungen gebunden ist. Nach Levins (1966) ergibt sich die Güte eines biologischen Modells u. a. durch die Eigenschaften *Allgemeingültigkeit* und *Genauigkeit*. Bei der Entwicklung von Wachstums- und Ertragsmodellen wird im Normalfall die Allgemeingültigkeit zugunsten der Genauigkeit benachteiligt; es kommt darauf an, ein Modell zu finden, das den Daten möglichst genau entspricht. Das ist ein verständliches Bestreben, aber es führt dazu, immer neue Modelle zu erfinden, die zwar in einem

speziellen Fall eine besonders gute Anpassung ergeben können, aber wegen mangelnder Allgemeingültigkeit für die breite Anwendung häufig nicht brauchbar sind (Gadow, 1996).

Wegen der komplizierten Dynamik von Mischbeständen und der großen Vielfalt von Bestandestypen wird letztendlich nur ein Einzelbaummodell voll befriedigen. Parallel dazu gilt es aber, den unmittelbaren Bedarf der Forstplanung an flexiblen, dichteabhängigen Wachstumsmodellen innerhalb absehbarer Zeit zu decken. Die Forstplanung benötigt glaubwürdige Wachstumsmodelle, die in der Systementwicklung eingesetzt werden können. Dafür eignet sich als einfachster Modelltyp ein Bestandesmodell zur Fortschreibung realer Bestandeszustandsgrößen. Eine Voraussetzung für die Realisierbarkeit eines solchen Ansatzes sind Inventurdaten sowie eine Vorgabe der geplanten Eingriffe, nach Art und Stärke differenziert. Das Modell muss flexibel auf unterschiedliche Zustands- und Behandlungsvariablen reagieren. Es wäre außerdem wünschenswert, wenn die geschätzten Holzerträge nach Sortimenten gegliedert sind.

Wichtige Bestandesgrößen, die berücksichtigt werden müssen, sind die Höhe, die Stammzahl und die Grundfläche (in einem Mischbestand anteilmäßig auf die Baumarten verteilt) sowie die Art, die Stärke und der Zeitpunkt einer geplanten Durchforstung. Besondere Bedeutung für die Schätzung der Massen- und Wertleistung von Waldbeständen haben Wachstumsmodelle, die sich mit dem Durchmesser- und Grundflächenwachstum in Abhängigkeit von der Bestandesdichte befassen. Solche Modelle ermöglichen nicht nur die Prognose einer Entwicklung in einem speziellen Fall, sondern sie liefern auch allgemeine Aussagen über die Beziehung zwischen dem Grundflächenzuwachs, der Bestandesdichte und der Oberhöhe. Am Beispiel der Baumart *Cunninghamia lanceolata*, einer der bedeutsamsten unter den heimischen Wirtschaftsbaumarten in China, entwickelten Hui und Gadow (1993c) ein einfaches Grundflächenmodell für gleichaltrige Reinbestände, das in ähnlicher Form inzwischen breite Anwendung findet:

$$G_2 = G_1 \cdot N_2^{1-0.142 \cdot H_2^{0.601}} \cdot N_1^{0.142 \cdot H_1^{0.601} - 1} \left( \frac{H_2}{H_1} \right)^{4.292} \quad 3.3-1$$

mit  $G_1, G_2$  = Grundfläche [m<sup>2</sup>/ha] im Alter  $t_1$  und  $t_2$

$N_1, N_2$  = Bäume pro ha im Alter  $t_1$  und  $t_2$

$H_1, H_2$  = Oberhöhe im Alter  $t_1$  und  $t_2$

Die Gleichung 3.3-1 mit den entsprechenden Parameterwerten ermöglicht die Fortschreibung einer tatsächlich ermittelten Bestandesgrundfläche.

**Beispiel:** Im Rahmen einer Inventur wurden die Bestandeswerte eines 16-jährigen Bestandes ermittelt. Die Grundfläche beträgt 42.4 m<sup>2</sup>/ha, die Oberhöhe 14.5 m und die Stammzahl 2370 Bäume pro ha. Bis zum Alter 21 soll der Bestand nicht durchforstet werden, und es wird

erwartet, dass 30 Bäume pro ha während der nächsten 5 Jahre aufgrund natürlicher Mortalität ausscheiden werden. Die geschätzte Oberhöhe im Alter 21 beträgt 17 m und die Stammzahl also 2340 pro ha. Die mit Hilfe der Gleichung 3.3-17 geschätzte Grundfläche im Alter 21 beträgt 50.3 m<sup>2</sup>/ha.

Das Grundflächenmodell ermöglicht eine Prognose der Grundflächenentwicklung für gegebene Oberhöhen und Stammzahlen. Entscheidend für die praktische Anwendung ist die mit dem Wachstumsmodell kompatible algebraische Differenzenform, mit deren Hilfe eine vorhandene Bestandesgrundfläche fortgeschrieben werden kann. Abb. 3.3-4 veranschaulicht die wachstums- und eingriffsbedingte Veränderung der Grundfläche und der Stammzahl.

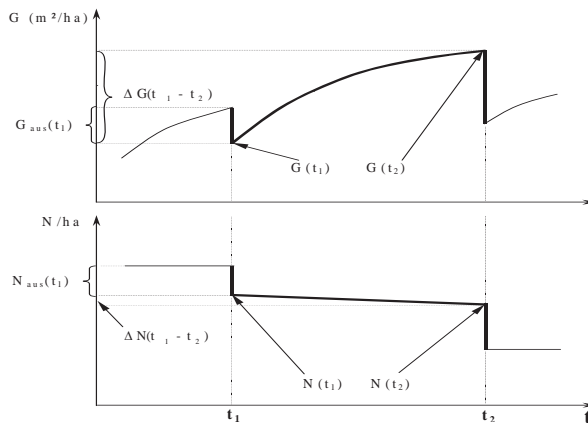


Abbildung 3.3-4. Schematische Abfolge von Wachstum und Eingriff. ( $G$  = Grundfläche (m<sup>2</sup>/ha),  $G_{aus}$  = bei Durchforstung ausscheidende Grundfläche (m<sup>2</sup>/ha),  $G(t_1)$  und  $G(t_2)$  = Grundfläche in Alter  $t_1$  und  $t_2$  (m<sup>2</sup>/ha),  $\Delta G(t_1-t_2)$  = Zunahme der Grundfläche durch Wachstum (m<sup>2</sup>/ha);  $N$  = Stammzahl pro ha;  $N_{aus}$  = bei Durchforstung ausscheidende Stammzahl pro ha;  $N(t_1)$  und  $N(t_2)$  = Stammzahl in Alter  $t_1$  und  $t_2$ , pro ha;  $\Delta N(t_1-t_2)$  = Abnahme der Stammzahl pro ha durch natürliche Mortalität, wobei bei hoher Intensität der Nutzung und kurzen Zeitperioden zwischen den Aufnahmen  $\Delta N(t_1-t_2) \approx 0$  ist).

Zur Parametrisierung der Modelle verwendeten Gurjanov et al. (2000) und Vilčko (2005) die Daten von Fichtenversuchsflächen der Braunschweigischen Forstlichen Versuchsanstalt<sup>2</sup>. Mit den Daten aus Röhle (1995) standen insgesamt 911 Beobachtungsintervalle für die Bestandesvariablen Alter, Höhe und Stammzahl zwischen zwei Aufnahmen zur Verfügung. In Abbildung 3.3-5 wird die Entwicklung der Oberhöhen, der Stammzahlen und der Grundflächen über dem Bestandesalter, sowie die Grundflächenentwicklung über der Oberhöhe dargestellt.

<sup>2</sup> Die von Schübeler (1997) aufbereiteten Daten wurden freundlicherweise von der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt zur Verfügung gestellt.

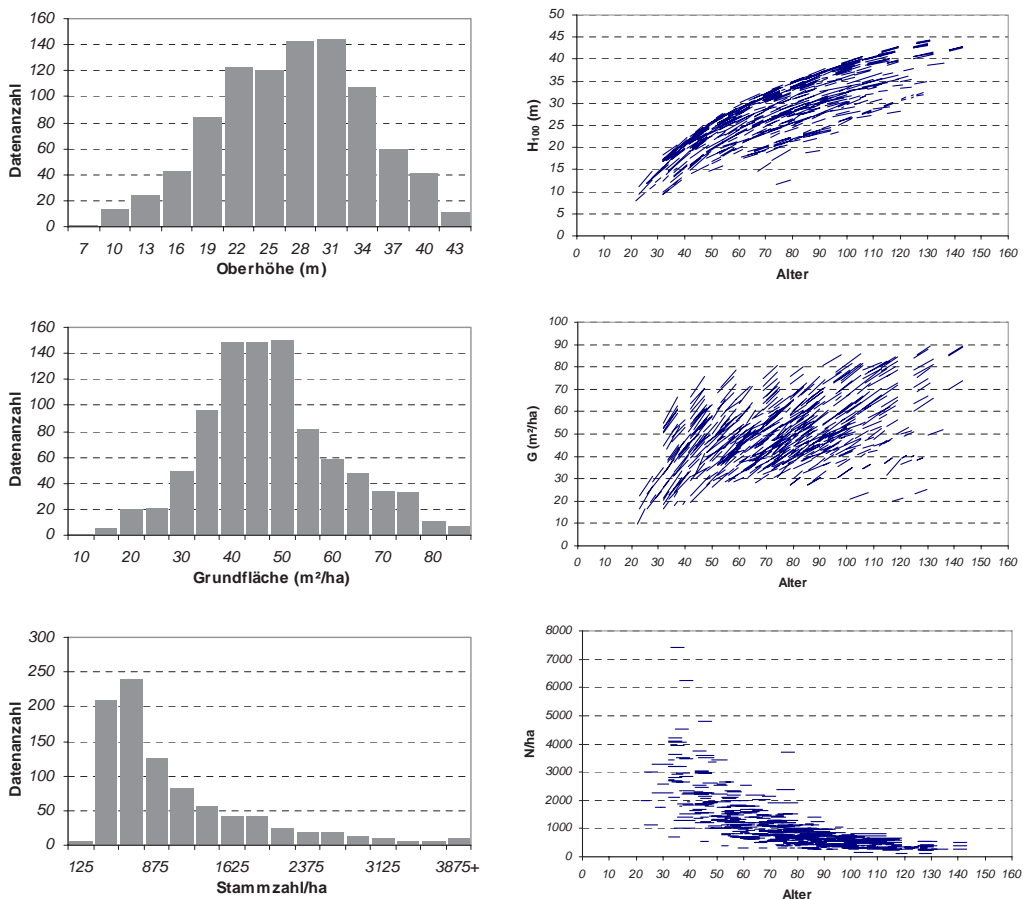


Abbildung 3.3-5. Graphische Darstellung von Versuchsflächendaten am Beispiel von Oberhöhe, Grundfläche und Stammzahl, aus Vilčko (2005).

Bestandesgrundflächenmodelle lassen sich in zwei unterschiedliche Gruppen unterteilen:

1. Pfad-invariante algebraische Differenzenform-Modelle (*PID-Typ*), die die Grundfläche im Alter ( $A_2$ ) als Funktion von Grundfläche, Höhe und Stammzahl im Alter ( $A_1$ ) und Höhe und Stammzahl im Alter ( $A_2$ ) bestimmen. Beispiele finden sich bei Schumacher (1939); Souter (1986); Hui u. Gadow (1993); Forss et al. (1994); Cieszewski u. Bailey (2000).
2. Differentialgleichungen zur Schätzung des jährlichen Grundflächenzuwachses (*DIF-Typ*). Beispiele sind die Modelle von García (1994), Kvist Johanssen (1999) und Rodríguez Soalleiro (1995).

Gurjanov et al. (2000), Sánchez et al. (2001) und Vilčko (2005) untersuchten die Eignung verschiedener *PID* Modelle für durchforstete, gleichaltrige Fichtenbestände. Basierend auf diesen Untersuchungen entstand schließlich ein Wachstumsmodell für Fichtenbestände, dessen Hauptelemente in Tab. 3.3-1 dargestellt sind.

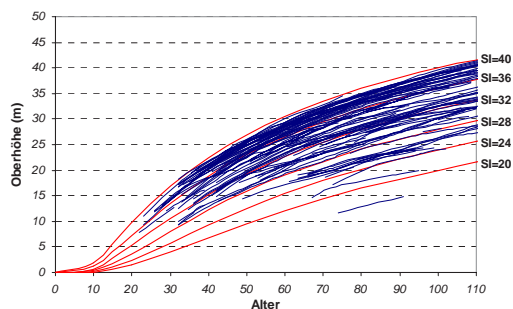
Grundfläche	$G_2 = \exp \left( \left( \frac{A_1}{A_2} \right) \cdot \ln G_1 + 5.5357 \cdot \left( 1 - \frac{A_1}{A_2} \right) \cdot 0.0112 \cdot SI \cdot \left( 1 - \frac{A_1}{A_2} \right) + -0.00681 \cdot \left( \ln N_2 - \left( \frac{A_1}{A_2} \right) \cdot \ln N_1 \right) \right)$
Oberhöhe	$H = SI \cdot \left( \frac{1 - \exp(-0.0006 \cdot SI \cdot A)}{1 - \exp(-0.0006 \cdot 100 \cdot A)} \right)^{1.507}$
Mittelhöhe	$H_m = 0.5981 \cdot H^{1.1206}$
Formhöhe	$FH = -4.258 + 0.9401 \cdot (H_m) - 0.01063 \cdot (H_m^2)$
Bestandesvolumen	$V = G \cdot FH$
Mortalität	$N_2 = 1000 \cdot \left[ \left( \frac{N_1}{1000} \right)^{-0.618365} + 0.000264 \cdot (H_2^{2.341983} - H_1^{2.341983}) \right]^{-\frac{1}{0.618365}}$

Tab. 3.3-1. Wachstumsmodell für gleichaltrige Fichtenbestände, entwickelt auf der Basis der Arbeiten von Gurjanov et al. (2000), Sánchez et al. (2001) und Vilčko (2005);  $A$  = Bestandesalter;  $SI$  = Oberhöhenbonität (Bezugsalter 100 ;  $m$ );  $G$  = Grundfläche ( $m^2/ba$ );  $N$  = Bäume pro  $ha$ ;  $H$  = Oberhöhe ( $m$ );  $H_m$  = Mittelhöhe ( $m$ );  $FH$  = Formhöhe ( $m$ );  $V$  = Bestandesvolumen pro  $ha$  ( $m^3/ba$ ).

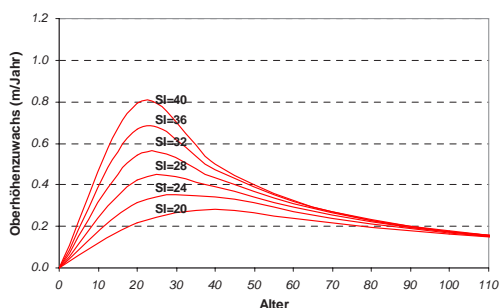
Das Wachstumsmodell schätzt die Grundfläche, überlebende Stammzahl und Bestandeshöhe aus bekannten Ausgangsdaten. Solch ein Bestandesmodell eignet sich gut für die Generierung unterschiedlicher Pfade der Bestandesentwicklung. Ein weiterer Vorzug ist die wahrscheinlich höhere Robustheit eines Bestandesmodells im Vergleich mit einem Einzelbaumansatz. Wie aus den Modellevaluierungen von Windhager (1999) zu ersehen ist, sind erhebliche Schätzfehler bei der Prognose des Einzelbaumwachstums zu erwarten.

Abb. 3.3-6 zeigt die Höhenentwicklung und die Entwicklung des laufenden Höhenzuwachses für sechs absolute Höhenbonitäten ( $SI$ ) für Fichtenbestände aus Nordwest- und Süddeutschland nach Vilčko (2005). Mit Hilfe geeigneter Wachstumsfunktionen lässt sich die Höhe eines Bestandes für eine bestimmte absolute Oberhöhenbonität, für die Höhe in einem bestimmten Bezugsalter, schätzen.





Bonitätsfächer für Fichtenbestände



bonitätsabhängiger Höhenzuwachs

Abbildung 3.3-6. Bonitätsfächer und laufender Zuwachs für sechs absolute Höhenbonitäten (SI) für Fichtenbestände aus Nordwest- und Süddeutschland nach Vilčko (2005).

### 3.33 Bestandesvolumen und Sortimentverteilung

Das Bestandesvolumen ist keine originäre Inventurgröße, sondern eine abgeleitete Rechengröße, die aus den drei Variablen Grundfläche, Stammzahl und Höhe hergeleitet werden kann. Teilweise wird das Volumen auch über die Grundfläche und die Formhöhe geschätzt (Franz et al., 1973). Wie bereits erwähnt, ist das Bestandesvolumen also sozusagen nur ein Nebenprodukt der Informationen aus einer Inventur. Deshalb ist die möglichst genaue Schätzung der originären Variablen Grundfläche, Stammzahl und Höhe besonders wichtig.

Für betriebswirtschaftliche Entscheidungen ist eine Volumen- und Sortimentschätzung allerdings unerlässlich. Zu diesem Zweck empfiehlt sich wieder ein Ansatz, der nicht nur einfach, sondern auch universell brauchbar ist. Die Aufgabe könnte etwa sein, das einfachste Modell zu finden, das in der Lage ist, alle bestehenden Sortentafeln mit angemessener Genauigkeit zu reproduzieren. Dafür käme z. B. eine von Amateis et al. (1986) vorgeschlagene Volumenverhältnisleichung in Frage. Danach wird der Ertrag des Sortiments mit dem Mindest-Mittendurchmesser  $m$  ( $V_m$ ) geschätzt mit Hilfe von:

$$V_{m,d} = V \left[ e^{\gamma_1 \left(\frac{m}{D}\right)^{\gamma_2} + \gamma_3 \left(\frac{d}{D}\right)^{\gamma_4}} \right] \quad 3.3-2$$

wobei V = das Bestandesvolumen,  
 D = der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes  
 d = der geringste Bestandesdurchmesser ist, bei dem noch Erträge des Sortimentes mit dem Mindest-Mittendurchmesser m anfallen.

**Beispiel:** Aufgrund einer örtlichen Untersuchung im Zusammenhang mit der Sortimentierung von Fichtenbeständen ergaben sich die Werte  $\gamma_1 = -1.311$ ;  $\gamma_2 = 2.877$ ;  $\gamma_3 = -0.1019$ ;  $\gamma_4 = 0.8377$ . Gleichung 3.3-2 schätzt nun für einen speziellen Bestand, der durchforstet werden soll, den Ertrag der Klasse 2 ( $20 \leq m \leq 30$ ). Das Durchforstungsvolumen beträgt  $60 \text{ m}^3/\text{ha}$  und der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes des ausscheidenden Bestandes  $34 \text{ cm}$ . Es ergeben sich  $V_{20,14} = 60 \cdot 0.72 = 43.2 \text{ m}^3/\text{ha}$  und  $V_{30,20} = 60 \cdot 0.38 = 22.8 \text{ m}^3/\text{ha}$ . Der geschätzte Ertrag in Klasse 2 beträgt also  $43.2 - 22.8 = 20.4 \text{ m}^3/\text{ha}$ .

Gleichung 3.3-2 ist gleichermaßen für die Sortimentschätzung von Beständen und Einzelbäumen geeignet (s. z.B. Trincado u. Gadow, 1996). Für jede Baumart ergäben sich somit mindestens zwei Parametersätze, ein Satz für die Verwendung im Einzelbaummodell und ein weiterer für die Verwendung im Bestandesmodell. In der Regel kann  $d$  über  $m$  mit Hilfe einer einfachen Regression geschätzt werden.

Für die Schätzung von Sortimentvolumen mit vorgegebenen Mindest-Mittendurchmessern  $m$  können auch Grafiken wie die in (Abb. 3.3-7) dargestellte Kurvenschar verwendet werden. Der Parameter  $d$  wurde mit der Funktion  $d = 0.832 + 0.6688m$  geschätzt. Der Anteil eines bestimmten Sortimentes ergibt sich aus der Differenz der Ordinatenwerte zweier Sortimentkurven.

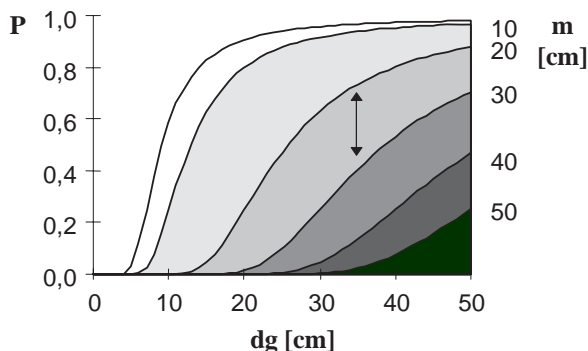


Abbildung 3.3-7. Anteil P des Sortimentes mit Mindest-Mittendurchmesser  $m$  am Gesamtvolumen in Abhängigkeit an Daten aus Fichtenbeständen in Niedersachsen 1978-84 (der Anteil des Klasse 2-Sortiments für einen Bestand mit  $d_g = 34 \text{ cm}$  ist durch den doppelseitigen Pfeil gekennzeichnet;  $d = 0.832 + 0.6688 m$ ).

Zu einem Bestandesmodell gehört schließlich die Quantifizierung der Art und Stärke einer Durchforstung (vgl. Schober, 1991). Zum Beispiel kann das Verhältnis der entnommenen Grundfläche zur Grundfläche vor der Durchforstung aus der Ertragstafel über die Stammzahl geschätzt werden:

$$\frac{G_t}{G} = \left( \frac{N_t}{N} \right)^\delta \quad 3.3-3$$

mit	G	=	Grundfläche, vor der Durchforstung [m <sup>2</sup> /ha]
	G <sub>t</sub>	=	Grundfläche, ausscheidender Bestand [m <sup>2</sup> /ha]
	N	=	Stammzahl pro ha, vor der Durchforstung
	N <sub>t</sub>	=	Stammzahl pro ha, ausscheidender Bestand
	δ	=	Parameter, dessen Wert durch die Durchforstungsart bestimmt wird.

**Beispiel:** Für die Fichte bei mäßiger Durchforstung ergibt sich nach Wiedemann-Schober ein Wert von  $\delta = 1.42$ , bei starker Durchforstung ein Wert von  $\delta = 1.25$ .

Die beschriebenen Elemente des Wachstums- und Ertragsmodells ermöglichen eine Schätzung der Bestandesentwicklung und der Sortimentserträge bei unterschiedlichen realen Ausgangsbeständen und Durchforstungsmaßnahmen. Die algebraischen Differenzenformen der Wachstumsgleichungen sind theoretisch plausibler als Differentialgleichungen; ausserdem ist die Mathematik erheblich einfacher.

### 3.4 Wachstumsmodelle höherer Auflösung

Die Fähigkeit der Bäume, auf Änderungen in der Umwelt zu reagieren, zeigt sich in der Dynamik des Wachstums, d.h. in der Reaktion auf einen aktuellen Ausgangszustand. Die Vielfalt der möglichen Reaktionen ist groß. Daher gilt es, aus zahlreichen Einzelbeobachtungen generelle Erfahrungen zu sammeln, die in Form von Modellen nutzbar gemacht werden können. Die Wachstumsprognosen sollen „glaubwürdig“, zugleich aber auch möglichst detailliert sein. Diese Anforderungen sind nicht einfach zu erfüllen, denn die aktuellen Ausgangszustände sind, wie bereits erwähnt, vielfältig, und die möglichen Reaktionen darauf zahlreich. Eine zunehmend höhere Auflösung führt nicht automatisch zu einer Verbesserung der Wuchsmodelle. Nach Kimmins (1997) kann die Entwicklung von Wuchsmodellen häufig als reduktionistisch bezeichnet werden (Abb. 3.4-1)<sup>1</sup>.

Es ist einleuchtend, wenn der verwendete Modelltyp auf die vorhandene Information abgestimmt ist. Liegen z. B. Einzelbaumdaten einschließlich der Baumpositionen vor, dann ist es manchmal sinnvoll, diese vorhandene Information zu nutzen, z. B. durch ein positionsabhängiges Einzelbaummodell. Sind nur Bestandesmittelwerte vorhanden, dann sollte es möglich sein, auch diese Information optimal zu nutzen. Wenn nur hochaggregierte Informationen über eine Waldlandschaft verfügbar sind, bietet ein regionales Produktionsmodell oft die einzige Möglichkeit der Prognose. Ein hierarchisches Modellsystem, das je nach vorhandener Datenauflösung Informationen unterschiedlicher Bestimmtheit erzeugt, wird manchmal verglichen mit einem teleskopartig aufgebauten Fernrohr, mit dem um so mehr Einzelheiten zu erkennen sind, je weiter es ausgezogen wird. Die eigentliche Bedeutung des *Teleskop*-Prinzips liegt letztendlich aber darin, dass Modelle unterschiedlicher Auflösung das gleiche Ergebnis erzeugen sollen, dass sie *kompatibel* bzw. *kongruent* sind (Burkhart, 1987). An den Schnittstellen der unterschiedlichen Modellebenen müssen die Informationen identisch sein. Obwohl dieses hierarchische Prinzip theoretisch überzeugt, ist es trotz guter Fortschritte in der Modelltechnik bisher im Ansatz nur selten, aber noch nie vollständig realisiert worden.

Bei der Prognose des Waldwachstums gibt es keinen universell gültigen Maßstab. Die biologischen Prozesse auf einer gegebenen Hierarchiestufe werden einerseits durch die Prozesse auf einer niederen Stufe bestimmt und andererseits durch die Bedingungen auf einer höheren Stufe eingeschränkt: Das Baumwachstum wird durch physiologische Prozesse im Baum gesteuert,

---

<sup>1</sup> Unter Reduktionismus versteht man die isolierte Betrachtung von Einzelelementen ohne ihre Verflechtung in einem Ganzen bzw. die Prognose des Ganzen als Summe aus Einzelteilen unter Überbetonung der Einzelteile, von denen aus generalisiert wird (Duden, Fremdwörterbuch).

aber die im Bestand herrschenden Konkurrenzbedingungen beschränken die Möglichkeiten der Entwicklung.

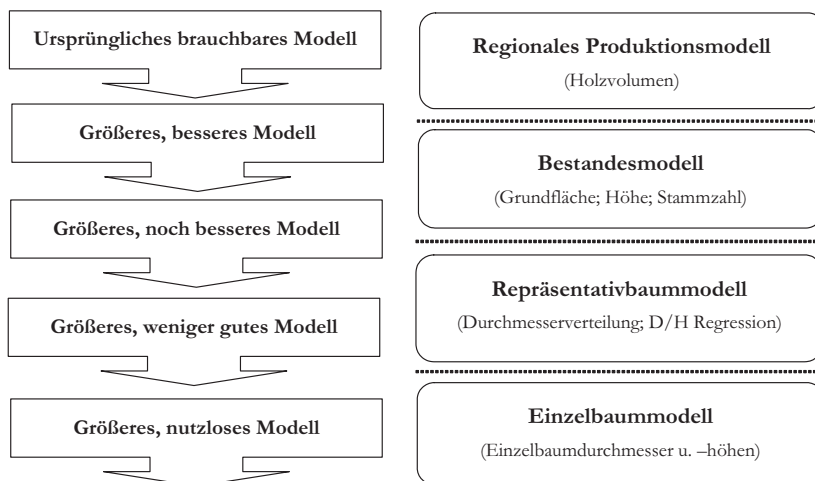


Abbildung 3.4-1. Links: Charakteristische Entwicklung von Wuchsmodellen, etwas spöttisch dargestellt nach Kimmins (1997); s. auch Reed (1997). Rechts: Modulares, hierarchisch strukturiertes System von Wuchsmodellen unterschiedlicher Auflösung.

Die meisten Modelle der Waldentwicklung werden für ganz bestimmte Zwecke konzipiert. Sie unterscheiden sich in Bezug auf ihre Allgemeingültigkeit - ihre Anwendbarkeit für eine Bandbreite von Gegebenheiten - und in Bezug auf ihre Genauigkeit, die durch den Prognoseschätzfehler bestimmt wird (Sharpe, 1990). Eine hohe Genauigkeit wird gewöhnlich auf Kosten einer geringen Allgemeingültigkeit erreicht; die Auswahl eines geeigneten Modelltyps beruht daher in der Regel auf einem Kompromiss (Gadow, 1996). In einer ausführlichen Darstellung beschreibt Monserud (2003) die Eigenschaften unterschiedlicher waldwachstumskundlicher Simulationsmodelle.

### 3.41 Repräsentativbaum-Modelle

Die Modelle des Waldwachstums lassen sich etwas vereinfacht in unterschiedliche Typen einteilen. Ein *Regionales Produktionsmodell* schätzt auf der Basis hochaggregierter Eingangsgrößen lediglich die Holzvorräte, ein *Bestandesmodell* liefert Angaben über Mittelwerte bzw. flächenbezogene Größen (Grundfläche, Stammzahl pro ha). Eine feinere Auflösung vermitteln Wachstumsmodelle, bei denen Bäume mit ähnlichen Merkmalen zu einem Repräsentativbaum vereint sind. Diese sog. *Repräsentativbaum-Modelle* finden Verwendung, wenn Merkmalsverteilungen vorliegen. In einer Durchmesserverteilung zum Beispiel wird eine bestimmte Anzahl von Bäumen durch einen Baum repräsentiert, der den Durchmesser der

Klassenmitte aufweist. Lagekoordinaten liegen in der Praxis nur sehr selten vor. Durchmesserverteilungen dagegen lassen sich relativ einfach aus Stichprobenaufnahmen herleiten und sind somit häufiger verfügbar. Die Repräsentativbaum-Modelle haben daher eine zentrale Bedeutung in der praxisorientierten waldwachstumskundlichen Forschung.

**Prognose von Durchmesserverteilungen**

Häufig sind zwar die Durchmesser der Bäume bekannt, aber nicht das Alter. Das ist zum Beispiel in einem Plenterwald oder in einem tropischen Mischwald der Fall, wo Bäume unterschiedlichen Alters nebeneinander existieren. Es wäre viel zu aufwendig, das Alter aller Bäume zu ermitteln (zum Beispiel durch Bohrung). In solchen Fällen ist eine Schätzung des Wachstums nur über einen altersunabhängigen Ansatz möglich. Ein Verfahren, das besonders in ungleichaltrigen Beständen Anwendung findet, basiert auf der Fortschreibung einer Durchmesserverteilung innerhalb eines diskreten Zeitintervalls. Dafür eignet sich die folgende Modellstruktur:

$$\begin{bmatrix} f'_1 \\ f'_2 \\ f'_3 \\ \cdot \\ \cdot \\ f'_m \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} a_1 & 0 & \dots & 0 \\ b_1 & a_2 & \dots & 0 \\ 0 & b_2 & \dots & 0 \\ \cdot & \cdot & & \\ \cdot & \cdot & & \\ 0 & \dots & a_m \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} f_1 + C \\ f_2 \\ f_3 \\ \cdot \\ \cdot \\ f_m \end{bmatrix}$$

wobei

- C = Einwuchs: die Anzahl junger Bäume, die in die kleinste Durchmesserklasse einwachsen,
- f = Anzahl der Bäume, die sich zum Zeitpunkt t in der Durchmesserklasse i befinden,
- a<sub>i</sub> = Wahrscheinlichkeit, dass ein Baum in der Klasse i verbleibt,
- b<sub>i</sub> = Wahrscheinlichkeit, dass ein Baum aus der Klasse i in die nächst höhere Klasse wechselt,
- f' = Anzahl der Bäume, die sich zum Zeitpunkt t+1 in der Durchmesserklasse i befinden.

Die Spaltensummen können die folgenden Werte ergeben:

Wert	Bedeutung
1	Keine Änderung der Stammzahl
< 1	Mortalität
> 1	Einwuchs in die geringste Durchmesserklasse

Der als Übergang bezeichnete Wechsel von Bäumen aus einer Durchmesserklasse in die nächste innerhalb eines diskreten Zeitintervalls ist abhängig vom Wechsler-Anteil *mr* (engl. *movement ratio*).

Der Anteil der Bäume, die von der  $i$ -ten in die  $j$ -te Durchmesserklasse wechseln (engl. *upgrowth*), ist wie folgt definiert:

$$mr_{ij} = \frac{\Delta d_i}{b} \cdot t$$

mit  $mr_{ij}$  = Anteil der Bäume, die von der  $i$ -ten in die  $j$ -te Durchmesserklasse wechseln  
 $\Delta d_i$  = mittlerer jährlicher Durchmesserzuwachs in der  $i$ -ten Klasse (cm)  
 $b$  = Klassenbreite der Durchmesserstufen (cm)  
 $t$  = Prognosezeitraum (Jahre)

Dabei gelten zwei Annahmen: a) die Durchmesser sind innerhalb einer Klasse gleichverteilt und b) alle Bäume in der Klasse haben den gleichen Zuwachs.

**Beispiel:** der mittlere Durchmesserzuwachs in der Klasse  $i$  mit Klassenbreite 4 cm beträgt pro Jahr 0,75cm. Unter der Voraussetzung, dass die Durchmesser in der  $i$ -ten Klasse gleichverteilt sind, ergibt sich für einen Prognosezeitraum von 2 Jahren  $mr_{ij} = 1,5 / 4 = 0,375$ . 37,5% aller Bäume in der  $i$ -ten Durchmesserklasse wechseln innerhalb von 2 Jahren in die nächst höhere Durchmesserklasse.

**Beispiel:** Die folgende Tabelle stellt einen hypothetischen Bestand mit 21 Bäumen dar, verteilt über 5 Durchmesserklassen ( $n_1$  = anfängliche Stammzahl,  $n_2$  = Stammzahl nach einem vorgegebenen Zeitintervall):

$d_i$	$mr_{ij}$	$n_1$	$n_2$	$\Delta d_i$
14	0.25	4	3	0.5
16	0.50	8	5	1.0
18	0.40	5	7	0.8
20	0.25	4	5	0.5
22	0.20	0	1	0.4
		<b>21</b>	<b>21</b>	

Die Tabelle kann auch in Form einer Übergangsmatrix dargestellt werden, wobei Einwuchs und Mortalität vernachlässigt werden:

$$\begin{bmatrix} 0.75 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0.25 & 0.50 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0.50 & 0.60 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0.40 & 0.75 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0.25 & 0.80 \end{bmatrix} * \begin{bmatrix} 4 \\ 8 \\ 5 \\ 4 \\ 0 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 3 \\ 5 \\ 7 \\ 5 \\ 1 \end{bmatrix}$$

Um den Wechsleranteil  $mr_{ij}$  berechnen zu können, benötigt man den Durchmesserzuwachs. Für die Schätzung des Durchmesserzuwachses stehen mehrere Methoden zur Verfügung.

### Einfache Durchmesserfortschreibung

Ein beliebter Ansatz für die Prognose der Durchmesser von Einzelbäumen in einem Bestand ist die einfache Durchmesserfortschreibung mit Hilfe der algebraischen Differenzenform einer

Wachstumsfunktion. Die nachstehende Form der sog. *Mitscherlich-Gleichung* wurde von Saborowski (1982) und Lemm (1991) verwendet:

$$d_{2i} = d_{1i} \frac{1 - e^{-k(t_2 - t_0)}}{1 - e^{-k(t_1 - t_0)}} \tag{3.4-1}$$

mit

- $t_1, t_2$  = Bestandesalter zu Beginn und Ende des Prognosezeitraums
- $d_{1i}, d_{2i}$  = Brusthöhendurchmesser des i-ten Baumes[cm] im Alter  $t_1$  und  $t_2$
- $t_0$  = Alter, in dem Brusthöhe (1.3 m) erreicht wird
- $k$  = empirisch ermittelter Parameter

**Beispiel:** Im Rahmen einer Forstinventur wurde die Durchmesserverteilung eines 50-jährigen Buchenbestandes ermittelt. Die Oberhöhe beträgt 19 m. Nach Lemm (1991) werden die Parameter  $k$  und  $t_0$  aus der Oberhöhe wie folgt geschätzt:<sup>2</sup>

$$k = 0.003257 + 0.000016 (19) = 0.00356 \quad \text{und} \quad t_0 = 469 e^{-0.35379(19)} = 0.56.$$

Die Brusthöhendurchmesser von zwei Bäumen aus dem Bestand mit einem Bestockungsgrad von 1.0 sollen bis zum Alter 55 fortgeschrieben werden. Der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (Baum 1) beträgt gegenwärtig 13 cm, der untere Grenzdurchmesser 9 cm (Baum 2). Nach Gleichung (3.4-8) ergibt sich:

$$d_{21} = 13 \frac{1 - e^{-0.00356(55 - 0.56)}}{1 - e^{-0.00356(50 - 0.56)}} = 14.2 \text{ cm} \quad \text{und} \quad d_{22} = 9 \frac{1 - e^{-0.00356(55 - 0.56)}}{1 - e^{-0.00356(50 - 0.56)}} = 9.8 \text{ cm}$$

Das Beispiel demonstriert einen Nachteil der einfachen Fortschreibungsmethode, die *absolute Rangerhaltung*. Die Verhältnisse der Brusthöhendurchmesser der zwei Bäume haben sich während des

Prognosezeitraumes nicht verändert, denn  $\frac{13}{9} = \frac{14.2}{9.8}$ .<sup>3</sup>

Dass der Durchmesserzuwachs bei gleichem Alter z. T. erheblich mit steigendem Durchmesser zunimmt, hat Schwappach (1905) bereits in jüngeren und mittelalten Eichenbeständen festgestellt (Abb. 3.4-2).

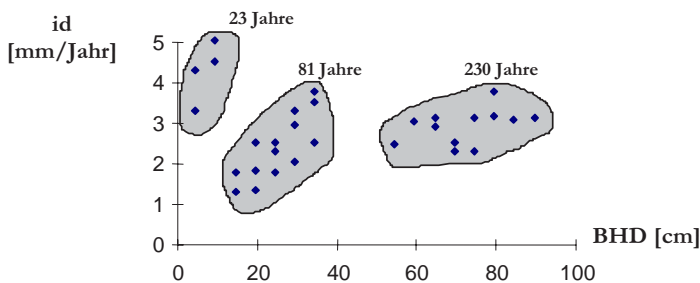


Abbildung 3.4-2. Beziehung zwischen dem Brusthöhendurchmesser (BHD) und dem Durchmesserzuwachs (id) in unterschiedlich alten Eichenbeständen in den Versuchsflächen Bordesbolm und Freienwalde nach Schwappach (1905).

<sup>2</sup> Das Modell wäre kompatibel, wenn  $t_0$  direkt aus dem Höhenmodell abgeleitet würde.

<sup>3</sup> Der Ansatz wird manchmal durch eine stochastische Komponente erweitert, um so das Problem der absoluten Rangerhaltung zu umgehen (Sloboda, 1984; Gaffrey, 1996).



Diese Erfahrung konnte u.a. auch für Kiefernbestände bestätigt werden (s. u.a. Gadow, 1984).

### Veränderung der relativen Grundfläche

Der Nachteil der einfachen Fortschreibungsmethode, die *absolute Rangerhaltung*, wird aufgehoben, wenn man einen Ansatz wählt, bei dem die relativen Baumdimensionen während des Prognosezeitraumes nicht konstant gehalten werden. Die *relative Grundfläche* ( $rg$ ) ist definiert als das Verhältnis der Grundfläche des  $i$ -ten Baumes zur mittleren Grundfläche:

$$rg_1 = \frac{g_{1i}}{\bar{g}_1} \quad \text{und} \quad rg_2 = \frac{g_{2i}}{\bar{g}_2} \quad 3.4-2$$

mit  $g_{1i}, g_{2i}$  = Grundfläche des Baumes  $i$  im Alter 1 bzw. 2 [cm<sup>2</sup>]

$\bar{g}_1, \bar{g}_2$  = mittlere Grundfläche des Bestandes im Alter 1 bzw. 2 [cm<sup>2</sup>]

Der Ansatz geht davon aus, dass sich die relative Grundfläche eines Baumes  $i$  mit der Zeit verändert. Die relative Dimension eines geringen Baumes wird weiter abnehmen, während die relativen Grundflächen der starken Bäume zunehmen. Eine Möglichkeit, diese Entwicklung nachzuvollziehen, bietet der Ansatz von Clutter u. Jones (1980; s. a. Forss et al., 1996):

$$rg_2 = rg_1 \left( \frac{t_2}{t_1} \right)^\beta \quad 3.4-3$$

mit  $t_1, t_2$  = Bestandesalter zu Beginn und am Ende des Prognosezeitraumes

Die Grundfläche des  $i$ -ten Baumes im Alter  $t_2$ , ( $g_{2i}$ ) wird auf Grund der Kenntnis von  $g_{1i}$ , der Grundfläche des  $i$ -ten Baumes im Alter  $t_1$ , und den mittleren Grundflächen  $\bar{g}_1$  und  $\bar{g}_2$  geschätzt.

**Beispiel:** Die Grundflächen von zwei Bäumen eines hypothetischen Bestandes betragen im Alter 50:  $g_{11} = 132.7$  cm<sup>2</sup> und  $g_{12} = 254.5$  cm<sup>2</sup>. Die mittlere Grundfläche im Alter 50 beträgt  $\bar{g}_1 = 201.1$  cm<sup>2</sup>. Mit Hilfe eines Bestandesmodells wird die mittlere Grundfläche im Alter 55 auf  $\bar{g}_2 = 283.5$  cm<sup>2</sup> geschätzt. Mit  $\beta = 0.3$  ergeben sich nach 5 Jahren die folgenden Grundflächen für die beiden Bäume:

$$g_{21} = 283.5 \left[ \frac{132.7}{201.1} \right]^{(55/50)^{0.3}} = 184.8 \text{ cm}^2$$

$$g_{22} = 283.5 \left[ \frac{254.5}{201.1} \right]^{(55/50)^{0.3}} = 361.2 \text{ cm}^2$$

Die bei der einfachen Durchmesserfortschreibung erzwungene Rangerhaltung ist bei diesem Ansatz nicht gegeben, denn im Beispiel ist  $\frac{361.2}{184.8} > \frac{254.5}{132.7}$ .

Nach Pienaar et al. (1990) kann das Modell der relativen Grundflächenveränderung kompatibel gestaltet werden (im Sinne des *Teleskop-Prinzips*), wenn die Summe der Grundflächen aller

Einzelbäume genau die mit Hilfe eines Bestandesmodells geschätzte Bestandes-Grundfläche im Alter  $t_2$  ergibt. Die Kompatibilität wird durch die folgende Beschränkung erreicht:

$$N_j g_{2j} = G_2 \frac{N_j (r g_{1j})^a}{\sum_{j=1}^k N_j (r g_{1j})^a} \quad 3.4-4$$

mit  $N_j$  = Anzahl der in der BHD-Klasse  $j$  ( $j = 1, 2, \dots, k$ ) bis zum Alter  $t_2$  überlebenden Bäume  
und  $a = \left( \frac{t_2}{t_1} \right)^\beta$

Das Modell der relativen Grundflächenveränderung ist plausibler als die einfache Durchmesserfortschreibung, weil es keine absolute Rangerhaltung erzeugt. Ein Nachteil in beiden Ansätzen ist die Altersabhängigkeit, denn in ungleichaltrigen Mischbeständen ist das Alter der Bäume in der Regel nicht verfügbar.

### Direkte Zuwachsschätzung

Die Zunahme des Durchmessers kann entweder mit Hilfe einer *Wachstumsfunktion* geschätzt werden, wobei  $d_n = F(d_0, t) + e_1$ , oder als *Zuwachsfunktion* mit  $\Delta d = f(d) + e_2$  mit den Schätzfehlern  $e_1$  und  $e_2$ . Daten über die unmittelbaren Zuwächse  $dd/dt$  sind nicht verfügbar, daher ist man auf Schätzungen über durchschnittliche periodische Zuwächse angewiesen. Der Durchmesserzuwachs ( $\Delta d$ ) wird häufig empirisch über den Durchmesser ( $d$ ) geschätzt, wodurch die notwendige Altersunabhängigkeit erreicht wird. Als Alternative zur Verwendung des Zuwachses mittels der relativen Grundflächenänderung schätzte Hessenmöller (2002) den Durchmesserzuwachs für mehrere Laubbaumarten im Göttinger Kalkbuchenwald mit Hilfe der Wachstumsfunktion von *Korsun*. Die von dem tschechischen Naturwissenschaftler Korsun (1935) erstmals beschriebene dreiparametrische Funktion eignet sich gut zur Darstellung von Wachstumsabläufen:

$$\Delta d = e^{\left[ k_0 + k_1 \cdot \ln d + k_2 \cdot (\ln d)^2 \right]} \quad \text{und} \quad \ln \Delta d = k_0 + k_1 \cdot \ln d + k_2 \cdot (\ln d)^2$$

mit  $k_0, k_1, k_2$  = empirische Parameter,  
 $d$  = Durchmesser in Brusthöhe (cm)  
 $\Delta d$  = jährlicher Durchmesserzuwachs (cm).

Die *Korsun-Gleichung* gehört zu den Exponentialfunktionen und ist nicht symmetrisch zum Ursprung. Im doppelt logarithmischen Koordinatensystem hat sie die Form einer Parabel. Die Extremwerte der Funktion lassen sich durch die folgende Gleichung berechnen:

$$x = e^{-\frac{k_1}{2 \cdot C}}$$

Dabei handelt es sich bei  $k_2 > 0$  um ein lokales Minimum, bei  $k_2 < 0$  um ein lokales Maximum. Die geschätzten Koeffizienten zur direkten Zuwachsschätzung ausgewählter Baumarten finden sich in Tabelle 3.4-1 (s.a. Abb. 3.4-3).

Baumart	Anzahl	$k_0$	$k_1$	$k_2$	$r^2$	rMSE
Bergahorn	189	-3,8361	1,6707	-0,2187	0,23	0,252
Buche	2.271	-2,9752	0,7075	-0,0230	0,30	0,204
Elsbeere	29	-10,3508	7,1433	-1,2852	0,65	0,140
Esche	391	-3,6712	1,5263	-0,1839	0,38	0,191
Hainbuche	63	-1,2170	-0,0901	0,0105	0,00	0,171
Spitzahorn	53	-3,1971	1,7125	-0,2861	0,14	0,228

Tabelle 3.4-1. Empirische Parameter für die direkte Zuwachsschätzung im Göttinger Wald mit Hilfe der Wachstumsfunktion nach Korsun (Hessenmüller, 2002).

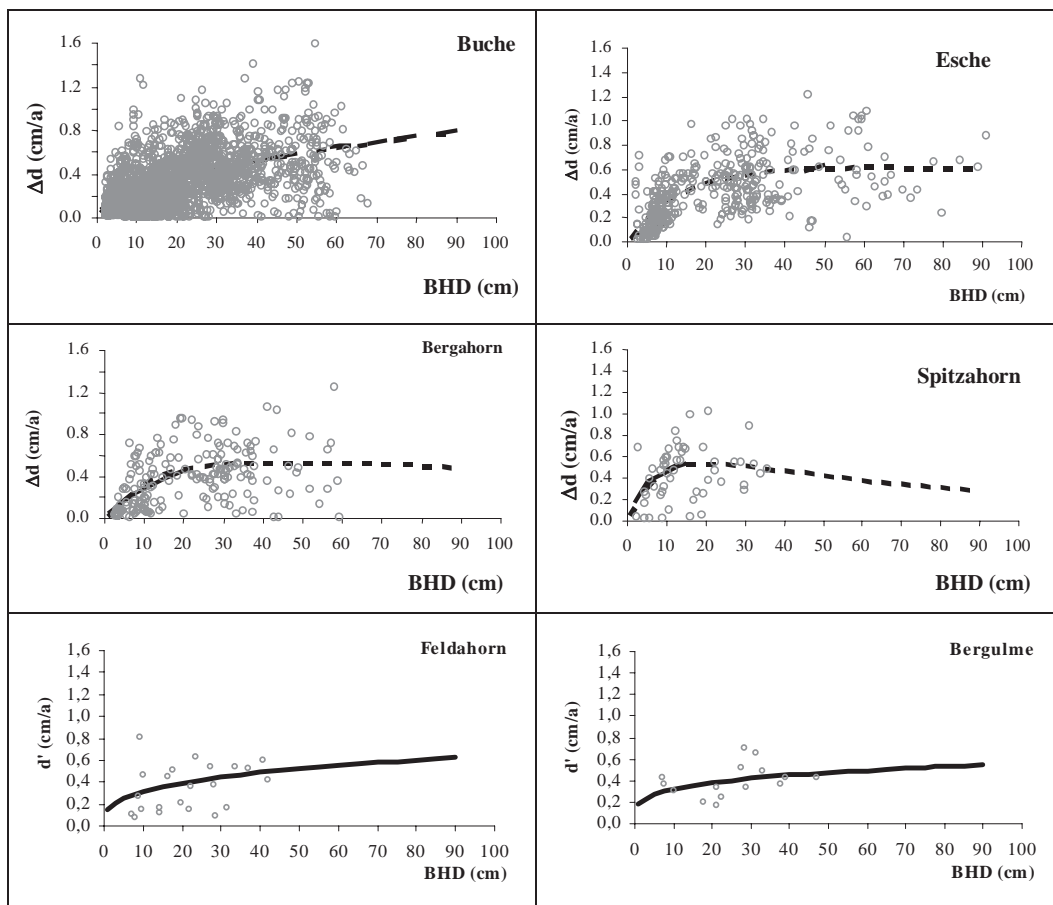


Abbildung 3.4-3. Der jährliche Zuwachs in Abhängigkeit vom Durchmesser, nach Baumarten getrennt und mit Hilfe der Korsun-Funktion geschätzt.

Die Wachstumsfunktion nach *Korsun* weist auf eine typische frühzeitige Kulmination des Durchmesserzuwachses hin und wird somit der Zuwachsentwicklung eines Baumes in Abhängigkeit vom Durchmesser relativ gut gerecht. Die deutlichsten Unterschiede im Funktionsverlauf finden sich bei den Baumarten Spitzahorn, Bergahorn und Elsbeere. Auffällig ist der nahezu identische Funktionsverlauf der beiden Wachstumsfunktionen bei den Baumarten Buche und Hainbuche. Bei der Hainbuche ist die Korrelation zwischen mittlerem jährlichem Zuwachs und Durchmesser äußerst gering. So ist es zu erklären, dass beide Funktionen einen fast linearen Verlauf zeigen<sup>1</sup>. Vanclay (1994, S. 165) zeigt einige Ansätze der Durchmesserzuwachsschätzung tropischer Waldbäume, die zu ähnlichen Ergebnissen führen<sup>2</sup>, zum Beispiel:

$$\text{a) Bertalanffy: } \Delta d = 0.245 \cdot d^{0.44} - 0.0147 \cdot d \quad 3.4-5$$

$$\text{b) Botkin: } \Delta d = \frac{d - d^2 \cdot \frac{137 + 50.9 \cdot d - 0.167 \cdot d^2}{611677}}{2.74 + 1.527 \cdot d - 0.00668 \cdot d^2} \quad 3.4-6$$

Abbildung 3.4-4 zeigt, dass die Funktionen nach Bertalanffy (1948) und Botkin (1993) ähnliche Zuwachsverläufe beschreiben.

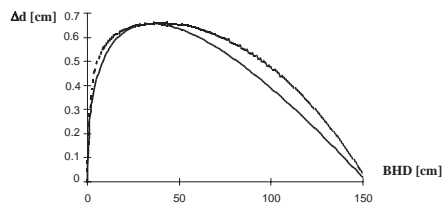


Abbildung 3.4-4. Zwei Durchmesserzuwachsfunktionen mit ähnlichem Verlauf nach Vanclay (1994).

Wegen der komplexen Waldstrukturen mit variablen Konkurrenzbedingungen und artspezifischen Wachstumsraten und der häufig unzureichenden Datenbasis ist die Bestandesprognose in Tropenwäldern in der Regel auf Vereinfachungen angewiesen. Min Thant Zin (2005) demonstriert beispielhaft die Entwicklung eines Wuchsmodells für vier Baumartengruppen im *Paunglaung* Gebiet in Myanmar auf der Basis von Daten aus wiederholt aufgenommenen Probeflächen. Die Fortschreibung einer Durchmesserverteilung für Teakbäume (*Tectona grandis*) ist in Tab. 3.4-2 dargestellt. Der mittlere Durchmesserzuwachs wird auf 0.55cm/Jahr, die jährliche Mortalitätsrate auf 0.0161 geschätzt. Der Einwuchs wurde wegen mangelnder Daten nicht berücksichtigt.

<sup>1</sup> Deutlich wird dies auch in den beiden empirischen Parametern  $k_1$  und  $k_2$  der *Korsun*-Funktion, die bei der Hainbuche fast Null sind.

<sup>2</sup> Die Parameter wurden aus Daten für Zuckerahorn geschätzt. Vgl. auch Hahn u. Leary (1979).

Prognose Jahr	Durchmesserklasse (cm)										
	20-25	25-30	30-35	35-40	40-45	45-50	50-55	55-60	60-65	65-70	+ 70
	Anzahl Bäume pro km <sup>2</sup>										
0	23	8	6	6	6	8	4	0	4	0	0
5	7	17	7	6	6	7	7	3	1	3	0
10	2	10	13	7	6	6	6	5	2	2	2
15	1	5	11	11	6	6	6	6	4	2	3
20	0	2	7	11	9	6	6	6	5	3	4
25	0	1	3	8	10	8	6	6	6	4	6
30	0	0	2	5	8	9	7	6	6	5	9

Tabelle 3.4-2. Fortschreibung einer Durchmesserverteilung von Teakbäumen (*Tectona grandis*) in Myanmar (nach Min Thant Zin, 2005).

Wie bereits erwähnt, ist die Grundlage für die Fortschreibung einer bekannten Durchmesserverteilung die Kenntnis des Durchmesserzuwachses. Zu den frühen methodischen Beiträgen im Bereich dieser Durchmesser-Übergangsmodele gehören die Arbeiten von Rudra (1968), Suzuki (1971), Moser (1974) und Sloboda (1976). Ein Beispiel neueren Datums ist der Ansatz von Kolström (1992; s. auch Pukkala u. Kolström, 1988) für ungleichaltrige Fichtenbestände in Finnland. Die nachstehende Gleichung aus der Arbeit von Kolström schätzt die Wahrscheinlichkeit  $mr_{ij}$ , dass ein zufällig ausgewählter Baum, der sich in der  $i$ -ten 4 cm-BHD-Klasse befindet, während der folgenden 5 Jahre in die nächsthöhere 4 cm-Klasse überwechselt.

$$mr_{ij} = e^{-2.1 + 0.86 \cdot \ln(d_i) - 0.55 \cdot \ln(G) - 0.0007G \cdot d_i}$$

Die Durchmesser-Übergangswahrscheinlichkeit nimmt mit zunehmender Bestandesdichte ab, mit zunehmendem Durchmesser zu Beginn der Wachstumsperiode nimmt sie zu.

**Beispiel:** In einem Fichtenbestand mit 30 m<sup>2</sup>/ha Grundfläche befinden sich 100 Bäume in der Durchmesserklasse 20 cm ( $18 \leq d_i < 22$ ). Berechnet werden soll die Anzahl der Bäume, die während der nächsten 5 Jahre in die nächsthöhere Klasse einwachsen. Ergebnis:  $b_j = e^{-1.814} = 0.16$ . 16 Bäume werden also in die Klasse  $22 \leq 24 < 26$  cm einwechseln, die restlichen 84 verbleiben in der Klasse  $18 \leq 20 < 22$  cm.

Der Brusthöhendurchmesser (BHD), eine häufig im Wald gemessene Variable, ist eng mit dem Volumen und dem Wert eines Baumes korreliert und bildet daher eine der wichtigsten Grundlagen für waldbauliche und betriebswirtschaftliche Entscheidungen. Dementsprechend sind Informationen über seine *Verteilung*, die bei der Prognose der Waldentwicklung eingesetzt werden können, sehr begehrt und zudem relativ einfach zu gewinnen (Kennel, 1972a; Gadow, 1987; Gerold, 1990; Puumalainen, 1996).

### Prognose mit Weibullfunktion

Ein beliebter Ansatz in der Waldwachstumsforschung ist die Prognose der Bestandesentwicklung mit Hilfe stetiger Verteilungsfunktionen<sup>3</sup>. Dabei werden zunächst für eine möglichst große Zahl von Beständen mit unterschiedlichen Standorts- und Behandlungsbedingungen die Parameter der Verteilung bestimmt. In einem zweiten Schritt werden dann statistische Beziehungen zwischen den Parameterwerten der Verteilung und bestimmten Bestandeseigenschaften gesucht. Das Vorgehen soll am Beispiel der Weibull-Funktion erläutert werden:

$$F(x) = P(X \leq x) = 1 - e^{-\left(\frac{x-a}{b}\right)^c} \quad 3.4-7$$

mit

X = zufälliger BHD,

x = BHD, für den die Wahrscheinlichkeit berechnet werden soll, dass X kleiner ist,

F(x) = P(X ≤ x) = Summenhäufigkeitsfunktion der weibullverteilten Zufallsvariablen X,  
= Wahrscheinlichkeit, dass ein zufällig ausgewählter BHD kleiner ist als x,

a, b, c = Lage-, Maßstabs- und Formparameter.

Eine der ersten Anwendungen der *Parameterschätzmethode* ist die Arbeit von Smalley u. Bailey (1974). Ihre Schätzfunktionen für die Weibull-Parameter lauten:

$$a = \begin{cases} -1.9492 + 0.0757 \cdot H, & H \leq 26 \text{ Fuss} \\ 0, & H > 26 \text{ Fuss} \end{cases} \quad 3.4-8$$

$$b = -a - 5.2352 - 0.0003 \cdot N + 1.1955 (10)^3/N + 6.2046 \log_{10}(H) \quad 3.4-9$$

$$c = 6.0560 - 0.0391 \cdot H - 0.0006 \cdot N \quad 3.4-10$$

mit H = Bestandesoberhöhe (Fuß),

N = Stammzahl pro acre.

Einen ähnlichen Ansatz verfolgten Nagel und Biging (1995). Eine spezielle Variante der *Parameterschätzmethode* ist das sogenannte *Parameter-Recovery*-Verfahren, bei dem die Parameter direkt aus den Mittelwerten der Verteilung hergeleitet werden (vgl. Hyink, 1979; Hyink u. Moser, 1983). Hui u. Gadov (1996) verwendeten dafür die Logistische Funktion:

<sup>3</sup> Zu den häufig verwendeten Durchmesserverteilungsfunktionen gehören die Beta- (Swindel et al., 1987; Maltamo et al. 1995), die Weibull- (Bailey u. Dell, 1973) und Johnson's Sb-Funktion (Hafley u. Schreuder, 1977).

$$F(x) = P(X \leq x) = \frac{1}{1 + e^{a-bx}} \quad 3.4-11$$

mit  $b = 2.1972 / (X_{F=0.9} - X_{F=0.5})$

$a = -2.1972 + b(X_{F=0.9})$

wobei  $X_{F=0.5} = 0.4043 \cdot H_o^{0.2762} \cdot d_g^{1.504} \cdot H_o^{-0.1403}$

$X_{F=0.9} = 1.2963 \cdot H_o^{0.1671} \cdot d_g^{0.7888} \cdot H_o^{-0.00668}$

mit  $H_o$  = Bestandesoberhöhe (m) und  $d_g$  = Durchmesser des Grundflächenmittelstammes (cm).

Die Form der Durchmesserverteilung wird nicht nur durch das Wachstum der Bäume bestimmt, sondern auch durch die forstlichen Eingriffe. Zentrale Bedeutung bei der Prognose von Durchmesserverteilungen hat daher die Schätzung der Veränderung der Verteilungsparameter nach einer Durchforstung. Ein Beispiel sind die Schätzfunktionen von Alvarez (1997) für die Prognose der Veränderung der Weibull-Parameter  $b$  und  $c$  nach einer Durchforstung für *Pinus pinaster*-Bestände in Spanien:<sup>4</sup>

$$b_{nach} = -4.7067 + 1.0205 \cdot b_{vor} + 85.35 \frac{N_{aus}}{N_{ges}} - 73.617 \frac{G_{aus}}{G_{ges}} \quad 3.4-12$$

$$c_{nach} = -1.059 + 1.178 \cdot c_{vor} + 8.170 \frac{N_{aus}}{N_{ges}} - 5.255 \frac{G_{aus}}{G_{ges}} \quad 3.4-13$$

mit

$b_{vor}, b_{nach}, c_{vor}, c_{nach}$  = Weibull Parameter  $b$  und  $c$  vor und nach dem Eingriff  
 $N_{aus}, N_{ges}$  = Stammzahl pro ha ausscheidend und gesamt (vor dem Eingriff)  
 $G_{aus}, G_{ges}$  = Grundfläche pro ha ausscheidend und gesamt (vor dem Eingriff)

### Ein Beispiel aus Chile

Die Repräsentativbaum-Modelle haben bisher nicht die gleiche Beachtung gefunden wie die Einzelbaum-Modelle. Die Erfahrung zeigt aber, dass ihre Anwendung, zum Beispiel bei der Analyse von Behandlungsvarianten in der Forsteinrichtung, besonders vielversprechend ist. Zu den bewährten Methoden der Fortschreibung von Durchmesserverteilungen gehören die Ansätze von Pienaar u. Harrison (1988); Nepal u. Somers (1992); Cao u. Baldwin (1999); Trincado et al. (2002). Abbildung 3.4-5 zeigt beispielhaft die Fortschreibung einer Durchmesserverteilung der Baumart *Eucalyptus nitens* in Chile. Die Anwendung dieser Methode erfordert wiederum eine Schätzung der Überlebensraten und Durchmesserzuwächse für die einzelnen Durchmesserklassen.

<sup>4</sup> ähnliche Ansätze zur Beschreibung der Auswirkung von Durchforstungen bieten u.a. die Arbeiten von Römisch (1983), Faber (1987), Murray u. Gadow (1991), Chikumbo et al. (1992), Kassier (1993).

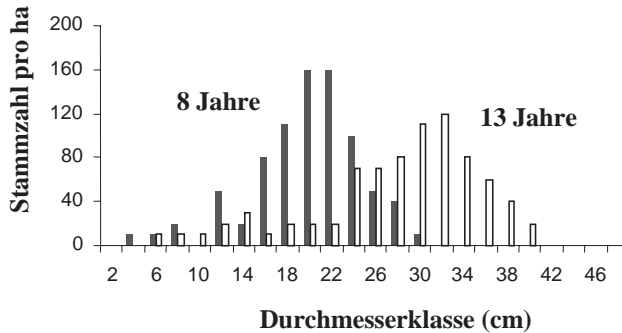


Abbildung 3.4-5. Beispiel einer Durchmesserfortschreibung für einen *Eucalyptus nitens* Bestand in Chile (Trincado et al., 2002).

Nach der Fortschreibung werden die Durchmesserhäufigkeiten korrigiert, bis das Ergebnis mit der projizierten Bestandesgrundfläche kongruent ist. Unregelmäßige Bestandesstrukturen bleiben erhalten. Die Methode eignet sich daher gut für Bestände mit multimodaler Durchmesserverteilung.

### Ein Beispiel aus Südafrika

Einen ähnlichen Ansatz verfolgten Sánchez et al. (2003). Das Datenmaterial, das dieser Untersuchung zugrunde liegt, stammt aus vier Versuchsflächen der Baumart *Eucalyptus grandis* in Südafrika, die innerhalb von 36 Jahren insgesamt 8 Mal aufgenommen wurden. Die Zeitintervalle zwischen zwei Aufnahmen variierten zwischen 2 und 5 Jahren. Für jede Aufnahme liegt eine Durchmesserverteilung vor. Die wichtigsten ertragskundlichen Daten der Versuchsflächen sind in Tabelle 3.4-3 zusammengefasst. Die Anwendung der Methode von Nepal und Somers (1992) erfordert eine Schätzung der Überlebensraten und der Durchmesserzuwächse für die einzelnen Durchmesserklassen. Nach der Fortschreibung werden die Durchmesserhäufigkeiten korrigiert, bis das Ergebnis mit der projizierten Bestandesgrundfläche kongruent ist. In Abbildung 3.4-1 wird diese Methode erläutert: In einem ersten Schritt werden die Weibull-Parameter geschätzt; aus der Weibullverteilung wird eine Funktion zur Schätzung des Durchmesserwachstums hergeleitet (Bailey, 1980); somit lässt sich die Durchmesserverteilung in einem zukünftigen Zeitpunkt  $t_2$  ermitteln.

Bei der Anpassung der geschätzten Verteilung muss gewährleistet sein, dass die geschätzten und beobachteten bzw. die mit Hilfe eines Bestandesmodells ermittelten Stammzahl- und Grundflächenwerte übereinstimmen (s. Abb. 3.4-6). Die Parameter der Weibull-Verteilung werden mit Hilfe der *Parameter-Recovery* Methode berechnet. Dieser Ansatz schätzt die Parameter aus den Bestandesmittelwerten. Beispiele für diese Methode finden sich bei Hyink (1980), Cao et al. (1982), Hyink u. Moser (1983), Yang u. Feng (1989), Meng (1991), Hui et al. (1994) und



Trincado et al. (2003) und. Bei dem Ansatz von Cao et al. (1982) werden die Weibull-Parameter mit Hilfe des Mitteldurchmessers und des Durchmessers des Grundflächenmittestammes geschätzt.

Fläche Nr.	Alter (Jahre)	Stammzahl (pro ha)	Oberhöhe (m)	Grundfläche (m <sup>2</sup> /ha)
1	2,08	6091	6,5	13,9
1	5,17	3998	21,1	40,1
1	10,17	3379	32,1	55,0
1	14,17	2984	38,2	60,0
1	20,17	1846	42,3	56,3
1	24,58	1451	48,9	60,8
1	27,83	1352	51,1	64,8
1	38,90	874	57,1	73,0
3	2,08	2734	6,5	8,5
3	5,17	2471	21,1	35,9
3	10,17	2026	32,1	47,6
3	14,17	1960	38,2	56,7
3	20,17	1639	42,3	60,6
3	24,58	1310	48,9	60,8
3	27,83	1244	51,1	63,5
3	38,90	799	57,1	69,2
4	2,08	1474	6,5	4,5
4	5,17	1441	21,1	29,7
4	10,17	1400	32,1	45,3
4	14,17	1391	38,2	53,8
4	20,17	1202	42,3	58,1
4	24,58	1112	48,9	63,2
4	27,83	1037	51,1	62,9
4	38,90	659	57,1	63,8
5	2,08	988	6,5	2,8
5	5,17	988	21,1	26,0
5	10,17	856	32,1	37,1
5	14,17	856	38,2	46,1
5	20,17	840	42,3	55,5
5	24,58	799	48,9	60,3
5	27,83	790	51,1	64,3
5	38,90	576	57,1	63,6

Tabelle 3.4-3. Die wichtigsten ertragskundlichen Daten der *Eucalyptus grandis* Versuchsflächen aus Südafrika.

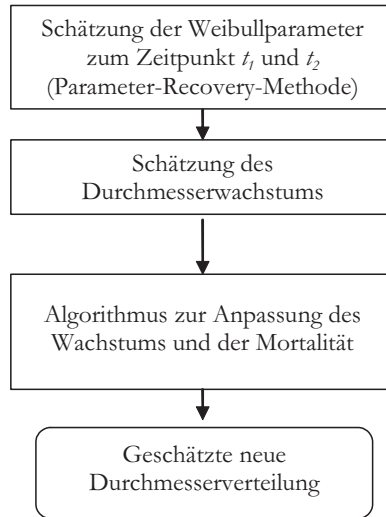


Abbildung 3.4-6. Ablauf der von Nepal und Somers (1992) vorgeschlagenen Methode zur kompatiblen Fortschreibung von Durchmesserverteilungen.

Der Lageparameter  $a$  wird aus der folgenden Gleichung hergeleitet:

$$a = D_{\min} - DW/2 \quad 3.4-14$$

wobei:

$D_{\min}$  = unterer Grenzdurchmesser (cm),

$DW$  = Breite der Durchmesserklasse (cm).

Der Maßstabparameter  $b$  wird aus der Gleichung 3.4-14 hergeleitet und in Gleichung 3.4-15 eingeführt. Durch ein iteratives Verfahren wird Gleichung 3.4-15 gelöst, so dass der Formparameter  $c$  ermittelt werden kann.

$$(\bar{D} - a) = b * \Gamma(1 + 1/c) \quad 3.4-15$$

$$D_q^2 = a * (a + 2b * \Gamma(1 + 1/c)) + (b^2 * \Gamma(1 + 2/c)) \quad 3.4-16$$

wobei

$\bar{D}$  = Mitteldurchmesser,

$D_q$  = Durchmesser des Grundflächenmittelstammes,

$\Gamma(x)$  = Gamma Funktion.

Zur Schätzung des Durchmesserwachstums wird die von Bailey (1980) vorgeschlagene Funktion verwendet. Unter der Annahme, dass sich die Durchmesserverteilung zum Zeitpunkt  $t_1$  und  $t_2$  der Weibull-Verteilung annähert, und angenommen, dass die relative Dimension eines Baumes in Bezug auf alle anderen Bäume unverändert bleibt, lässt sich das Einzelbaum-Durchmesserwachstum durch die Gleichung 3.4-17 beschreiben:

$$BHD_2 = a_2 + b_2 \left( \frac{BHD_1 - a_1}{b_1} \right)^{\frac{c_1}{c_2}} \quad 3.4-17$$

wobei

$BHD_i$  = Durchmesser zum Zeitpunkt  $i$ ,

$a_i, b_i, c_i$  = Weibullparameter zum Zeitpunkt  $i$ .

Aus rechnerischen Gründen ist es praktisch, die Berechnung rückwärtsgerichtet durchzuführen, um den Anteil der Bäume in jeder zukünftigen Durchmesserklasse zu ermitteln. Gleichung 3.4-17 lässt sich zu diesem Zweck wie folgt umformulieren:

$$BHD_1 = a_1 + b_1 \left( \frac{BHD_2 - a_2}{b_2} \right)^{\frac{c_2}{c_1}} \quad 3.4-18$$

Da die Durchmesserverteilungen sich der Weibull-Verteilung annähern, kann angenommen werden, dass die Verteilung innerhalb einer Durchmesserklasse durch die trunkierte Weibull-Verteilung approximiert werden kann. Deshalb lässt sich die Anzahl der Bäume, die zur zukünftigen Durchmesserklasse übergehen, mit Hilfe der Gleichung 3.4-19 ermitteln:

$$N_{2i} = \sum_j N_{1j} \left( \frac{F_1[\min\{BHD_1(U_{2i}), U_{ij}\}] - F_1[\max\{BHD_1(L_{2i}), L_{ij}\}]}{F_1(U_{1j}) - F_1(L_{1j})} \right) \quad 3.4-19$$

wobei

$N_{2i}$  = geschätzte Stammzahl zum Zeitpunkt 2 in der  $i$ . BHD-Klasse,

$N_{1j}$  = beobachtete Stammzahl zum Zeitpunkt 1 in der  $j$ . BHD-Klasse,

$L_{2i}$  = unterer Grenzwert der  $i$ 'ten BHD-Klasse zum Zeitpunkt 2,

$U_{2i}$  = oberer Grenzwert der  $i$ 'ten BHD-Klasse zum Zeitpunkt 2,

$L_{1j}$  = unterer Grenzwert der  $j$ 'ten BHD-Klasse zum Zeitpunkt 1,

$U_{1j}$  = oberer Grenzwert der  $j$ 'ten BHD-Klasse zum Zeitpunkt 1,

$BHD_1(x)$  = BHD zum Zeitpunkt 1, der dem BHD zum Zeitpunkt 2 entspricht ,

$F_1()$  = Weibull-Funktion zum Zeitpunkt 1.

Bleibt Mortalität unberücksichtigt, dann ist das Ergebnis eine geschätzte Durchmesserverteilung mit der gleichen Stammzahl zu den Zeitpunkten  $t_1$  und  $t_2$ . Diese Annahme ist in der Regel nicht realistisch. Daher ist es notwendig, die Durchmesserverteilung so anzupassen, dass die erforderliche Kompatibilität mit einem plausibleren Bestandesmodell erreicht wird. Zu diesem Zweck wird jede Durchmesserhäufigkeit mit einem Faktor  $P_i$  multipliziert, um die notwendige Übereinstimmung der mit Hilfe eines Bestandesmodells ermittelten Stammzahl und Grundfläche und zu erreichen.

$$\sum_{i=1}^k P_i \cdot h_i = N_2 \quad 3.4-20$$

$$\sum_{i=1}^k g P_i h_i BHD_i^2 = G_2 \quad 3.4-21$$

wobei

$h_i$  = prognostizierte Stammzahl in der  $i$ . BHD-Klasse,

$BHD_i$  = Mittelpunkt der BHD-Klasse  $i$ ,

$k$  = Anzahl der BHD-Klassen,

$N_2$  = Stammzahl zum Zeitpunkt  $t_2$ ,

$G_2$  = Grundfläche zum Zeitpunkt  $t_2$ .

$P_i$  ist eine Funktion des Durchmessers und lässt sich wie folgt beschreiben:

$$P_i = \alpha_0 \cdot e^{\alpha_1 \cdot BHD_i} \quad 3.4-22$$

$P_i$  in Gleichung 3.4-22 kann nur positive Werte annehmen, da negative Werte zu negativen Werten in der angepassten Verteilung führen würden. Außerdem handelt es sich um eine monoton steigende Funktion, so dass während des Anpassungsprozesses die Struktur der ursprünglichen Verteilung erhalten bleibt.

Der Parameter  $\alpha_0$  muss immer positive Werte annehmen, da sonst  $P_i$  negativ wird. Der Wert des Parameters  $\alpha_1$  hängt von der Anpassung ab. Falls keine Mortalität vorkommt, modifiziert  $P_i$  nur das Durchmesserwachstum. In diesem Fall ist  $\alpha_0$  größer bzw. kleiner als 1 und  $\alpha_1$  größer bzw. kleiner als 0, wenn die Grundfläche nach oben bzw. unten angepasst werden muss. Ein positiver Wert des Parameters  $\alpha_1$  bringt für Bestände mit Mortalität einen höheren Anteil von Bäumen mit sich, die von den kleineren BHD-Klassen zu den größeren BHD-Klassen überwechseln. Ein negativer Wert des Parameters  $\alpha_1$  führt dazu, dass nur Bäume der höheren BHD-Klassen in die nächsthöhere BHD-Klasse übergehen; bei  $\alpha_1=0$  ist der Wechsleranteil in allen BHD-Klassen gleich. Durch Einsetzen der Gl. 3.4-22 in Gl. 3.4-20 und 3.4-21 ergibt sich:

$$\sum_{i=1}^k (\alpha_0 e^{\alpha_1 BHD_i}) \cdot h_i = N_2 \quad 3.4-23$$

$$\sum_{i=1}^k g(\alpha_0 e^{\alpha_1 BHD_i}) h_i BHD_i^2 = G_2 \quad 3.4-24$$

Aus Gleichung 3.4-23 und 3.4-24 ergibt sich die folgende Gleichung:

$$\frac{\sum_{i=1}^k g(\alpha_0 e^{\alpha_1 BHD_i}) h_i BHD_i^2 N_2}{\sum_{i=1}^k (e^{\alpha_1 BHD_i}) h_i} = G_2 \quad 3.4-25$$

Mit Hilfe statistischer Standardsoftware werden die Parameter  $\alpha_0$  und  $\alpha_1$  der Gleichung 3.4-25 iterativ ermittelt. Beispielhaft sind die beobachteten und geschätzten Verteilungen sowie der Faktor  $P_i$  und die dementsprechend korrigierte BHD-Verteilung für die Versuchsfläche Nr. 3 in Tabelle 3.4-4 zusammengefasst. Der geschätzte Bestand hat eine Grundfläche von 2,9 m<sup>2</sup> und eine Stammzahl von 224 (auf 600m<sup>2</sup>). Die geschätzte Verteilung muss angepasst werden, um einen Grundflächenwert von 2,7 m<sup>2</sup> und eine Stammzahl von 206 zu erhalten. Die Werte  $\alpha_1=0,0095$  und  $\alpha_0=0,818627$  lösen das Gleichungssystem 10-11. Mit diesen beiden Parametern wird der Korrekturfaktor  $P_i$  für die einzelnen BHD-Klassen ermittelt.

BHD-Klasse (cm)	Beobachtete BHD-Verteilung	Geschätzte BHD-Verteilung	$P_i$	Korrigierte BHD-Verteilung
1	0	0,0	0,83	0,0
3	7	4,5	0,84	3,8
5	12	11,5	0,86	9,8
7	10	12,7	0,87	11,1
9	38	36,6	0,89	32,7
11	29	41,6	0,91	37,8
13	36	41,9	0,93	38,8
15	30	39,6	0,94	37,4
17	27	24,2	0,96	23,3
19	12	6,3	0,98	6,1
21	4	4,3	1,00	4,3
23	1	0,5	1,02	0,5
25	0	0,4	1,04	0,4
27	0	0,0	1,06	0,0
	206	224		206

Tabelle 3.4-4. Beobachtete und geschätzte BHD-Verteilungen für die Versuchsfläche Nr. 3.



Tafel 3.4-1. Ungleichaltriger Mischwald in Bei He, Jilin Provinz/China mit Esche, Eiche, Birke, Kiefer und Fichte.

Ein Vorzug dieser Methode liegt in der *Kompatibilität*. Zwei Modellebenen unterschiedlicher Auflösung, - die Bestandesebene in Form von Summen- und Mittelwerten und die Einzelbaumebene in Form von Häufigkeitsverteilungen, - sind in einem gemeinsamen Ansatz verknüpft. Kompatibilität bedeutet, dass die Prognosen für beide Ebenen identisch sind.

Ein weiteres wesentliches Element der Repräsentativbaum-Modelle ist die Darstellung der Beziehung zwischen Durchmessern und Höhen der Einzelbäume. In der Regel geschieht dies mit Hilfe von sog. *Einheitsböhenkurven*.

Da zwischen dem Zuwachs und der Kronenmantelfläche eine straffe Beziehung besteht (Kramer, 1988), kann diese über den Durchmesser hergeleitete Größe zur Schätzung des Wachstums der Repräsentativbäume verwendet werden. Ein Maß der Konkurrenz, dem die einzelnen Bäume ausgesetzt sind, bietet der *Überschirmungsfaktor C66*,<sup>5</sup> wie er bei Wensel et al. (1987) definiert ist. Diese Methode hat Nagel (1994) für die Wachstumsprognose in Nordwestdeutschland

---

<sup>5</sup> Der C66 ist gleich der Summe der Kronenschirmflächen (ks66) aller Bäume, die in einer Höhe von 66 Prozent der Kronenlänge des Bezugsbaumes geschnitten werden, relativ zur Bestandesfläche.

angewendet. Zur Berechnung des Kronenkonkurrenzindex  $C66$  werden Informationen über die Kronenausformung benötigt (vgl. Kap. 2). Allerdings ist bei einem positionsunabhängigen Wuchsmodell die genaue Beschreibung der Kronenform nicht so wichtig wie bei einem positionsabhängigen Modell, da ein höherer Abstraktionsgrad verwendet wird. Durchmesser- und Höhenzuwachs nehmen mit zunehmender Überschirmung, also mit steigendem Wert des  $C66$ , ab.

### Nicht-parametrische Methoden

Zur Schätzung des jährlichen Zuwachses  $\Delta d_j$  aus den in einer Datenbank gespeicherten Zuwachswerten verwendet Hessenmöller (2002) die sog. *k-nearest-neighbour*-Regression. Der unbekannte Zuwachs des Bezugsbaumes  $j$  ( $\Delta d_j$ ) wird aus den bekannten gewichteten Zuwächsen von  $N$  Nachbarn geschätzt:

$$\Delta d_j = \frac{\sum_{i=1}^N \Delta d_i \cdot G_i}{\sum_{i=1}^N G_i}$$

mit  $\Delta d_i$  = jährlicher Zuwachs des Nachbarbaumes  $i$  (cm)  
 $N$  = Anzahl der betrachteten Nachbarn  
 $G_i$  = Gewicht des Nachbarn  $i$ .

Um  $G_i$  zu berechnen, wird der Abstand  $W_i$  zwischen dem Bezugsbaum  $j$  und seinem Nachbarn  $i$  eingeführt. Jeder Baum besitzt Merkmale, die in diesem Zusammenhang als „Instanzen“ bezeichnet werden. Der Abstand  $W_i$  berechnet sich aus den Abständen der Instanzen  $w$  und deren partiellen Gewichten  $g$  mit:

$$W_i = g_1 \cdot w_1 + \dots + g_n \cdot w_n$$

Zum Beispiel kann der Abstand  $W_i$  unter Verwendung der Instanzen Durchmesser  $D$  und Höhe  $H$  eines Nachbarn  $i$  im Vergleich zum Bezugsbaum  $j$  wie folgt ermittelt werden:

$$W_i = g_D \cdot (D_i - D_j)^2 + g_H \cdot (H_i - H_j)^2 \quad 3.4-26$$

Es gibt zahlreiche Möglichkeiten, um das Gewicht  $G_i$  eines Nachbarn  $i$  zu bestimmen, zum Beispiel mit Hilfe einer Exponentialfunktion  $G_i = e^{-W_i}$ . Häufig wird die nachstehende Form verwendet:

$$G_i = \frac{1}{1 + W_i} \quad 3.4-27$$

Um den Einfluss der Instanzen besser vergleichen zu können, ist es sinnvoll, die Abstände zu normieren. Hessenmöller (2002) verwendet vier verschiedene Abstandsfunktionen in Abhängigkeit von der betrachteten Instanz. Diese wurden jeweils mit der Varianz der Instanz normiert. Zwei der Abstandsfunktionen lauten:

$$w_{III} = \frac{|P_i - P_j|}{\sqrt{\text{Var}(P)}}$$

$$w_{IV} = \frac{|P_i - P_j|^{2,5}}{(\sqrt{\text{Var}(P)})^{2,5}}$$

Die Ergebnisse der *knn*-Regression am Beispiel der 2.271 positionsunabhängigen Datensätze für die Buche finden sich in Tabelle 3.4-5. Alle Modelle zeigen eine ähnliche Güte der Anpassung.

<i>N</i> = 2.271	<i>w</i>	<i>g</i>	<i>SSQ</i>	<i>rMSE</i>	<i>r</i> <sup>2</sup>
BHD	IV	1.275	90,917	0,200	0,32
Höhe	II	625	90,542	0,200	0,34
Kronenvolumen	IV	1.000	91,830	0,201	0,32
Kronenmantelfläche	IV	2.050	90,471	0,200	0,34
BHD und Höhe	IV / II	1.750/330	88,282	0,197	0,35

Tabelle 3.4-5. Die Parameter und Abstandsfunktionen für die positionsunabhängigen Instanzen des *knn*-Modells für Buche (*w* = optimale Abstandsfunktion, *g* = optimiertes partielles Gewicht). Die rechten Spalten bezeichnen sich auf den KS-Test auf Normalverteilung der Residuen.

Ist eine Vielzahl an Instanzen gegeben, so ist es sinnvoll, vor Anwendung der *knn*-Methode diese zu vergleichen und gegebenenfalls zu reduzieren. Ein dafür geeignetes Verfahren ist die Hauptkomponentenanalyse.

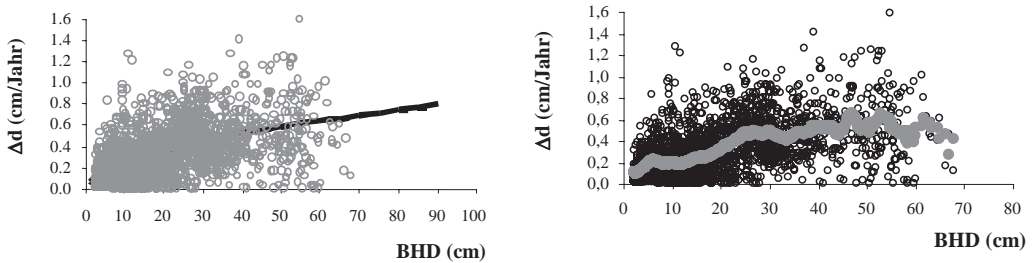


Abbildung 3.4-7. Der geschätzte Zuwachs von Buchen im Vergleich mit den beobachteten Zuwächsen (Kreise) in Abhängigkeit vom BHD. Links:: parametrisches, rechts: nicht-parametrisches Modell.

Im Vergleich mit den parametrischen Modellen zur Zuwachsschätzung konnte Hessenmöller (2002) mit Hilfe der *knn*-Methode den Schätzfehler etwa um die Hälfte senken. Allerdings ist dieses Ergebnis kein Indiz für die generelle Überlegenheit der nicht-parametrischen Methoden.



Die Allgemeingültigkeit der Prognosen wird durch den Umfang und die Repräsentanz der Beobachtungswerte bestimmt. Die empirischen Beobachtungen sind letztendlich entscheidend für die Schätzgenauigkeit, weniger der Modelltyp.

### Aktualisierung gespeicherter Inventurdaten

Ein wichtiger Anwendungsbereich von Wachstumsmodellen ist die periodische Aktualisierung von gespeicherten Inventurdaten. Zu diesem Zweck entwickelten Schröder et al. (2002) ein altersunabhängiges Grundflächenzuwachsmo­dell für die Baumart *Pinus pinaster*.

**Beispiel:** Im Bestand *As Neves* in Nordwest-Spanien wurde eine 0,05 ha große Probefläche eingemessen. Auf der Fläche befinden sich insgesamt 77 Bäume. Die Mittelhöhe der 5 stärksten Bäume beträgt 8,8 m. Die mit Hilfe von drei zufälligen Proben ermittelte mittlere Bodentiefe (*ESD*) beträgt 40,83 cm. In der nachstehenden Kluppliste sind die Brusthöhendurchmesser (cm) der 77 Bäume aufgeführt.

9.0	11.0	11.8	12.5	13.3	14.0	14.8	15.5
9.5	11.0	11.8	12.5	13.3	14.0	14.8	16.0
10.0	11.0	12.0	12.5	13.5	14.0	14.8	16.0
10.0	11.0	12.0	12.5	13.5	14.3	15.0	16.0
10.3	11.0	12.3	12.8	13.5	14.3	15.0	<b>16.5</b>
10.3	11.3	12.3	12.8	13.8	14.3	15.0	17.5
10.3	11.8	12.3	13.0	13.8	14.5	15.3	18.0
10.5	11.8	12.3	13.0	14.0	14.5	15.3	
10.5	11.8	12.3	13.0	14.0	14.5	15.3	
10.8	11.8	12.5	13.0	14.0	14.8	15.5	

Ziel des folgenden Rechenbeispiels ist es, den in der Tabelle fett markierten Brusthöhendurchmesser von Baum *j* ( $d_j = 16,5$  cm) für die nächsten 5 Jahre fortzuschreiben. Um die gegenwärtige Konkurrenzsituation von Baum *j* quantifizieren zu können, müssen für die Probefläche zunächst die Bestandesvariablen berechnet werden; diese betragen:

$$\begin{aligned} \text{Grundfläche (G)} &= 21,3 \text{ m}^2 / \text{ha} \\ \text{Stammzahl (N)} &= 1540 \text{ Bäume pro ha} \\ \text{Relativer Baumabstand (RS)} &= (10000/1540)^{0.5} / 8,8 = 0,29 \end{aligned}$$

In einem zweiten Schritt wird der *BAL*-Index von Baum *j* hergeleitet. Bezogen auf die 0,05 ha große Probefläche ergibt sich ein Wert von  $BAL_{j \text{ plot}} = \frac{\pi}{4} \cdot (0,175^2 + 0,180^2) = 0,049 \text{ m}^2$

Auf einen Hektar bezogen erhält man entsprechend:  $BAL_j = 0,049/0,05 = 0,98 \text{ m}^2$ .

Mit diesem Zwischenergebnis kann der *BALMOD* berechnet werden:

$$BALMOD_j = \frac{(1 - p_j)}{RS} = \frac{BAL_j / G}{RS} = \frac{0,98/21,3}{0,29} = 0,16$$

Der gegenwärtige Konkurrenzdruck, dem der Baum *j* ausgesetzt ist, ist relativ gering. Von Interesse ist aber nicht nur die Kenntnis der *gegenwärtigen Konkurrenz*, sondern auch die Erfassung der *historischen Vitalität*. Letztere kann mit Hilfe des sog. *crown spread ratio (csr)*, der das Verhältnis von Kronenbreite zu Baumhöhe angibt, quantifiziert. Die Höhe von Baum *j* beträgt  $h_j = 8,3$  m. Der mittlere Kronenradius wurde mit Hilfe eines Kronenspiegels ermittelt und beträgt  $kr_j = 1,3$  m. Damit berechnet sich  $csr_j$  wie folgt:

$$csr_j = \sqrt{cw_j \cdot h_j^{-0.5}} = \sqrt{2,6 \cdot 8,3^{-0.5}} = 0,95$$

Die bestandesgeschichtliche Konkurrenz von  $j$  ist als durchschnittlich zu beurteilen. Alle Informationen sind nun verfügbar, um den Durchmesser von  $j$  fortzuschreiben. Der geschätzte jährliche Grundflächenzuwachs wird nach Schröder (2001) wie folgt berechnet:

$\ln(\Delta g_j)$	=	+ 0,6266	Intercept
		+ 0,6088 $\ln(16,5)$	Durchmesser ( $d_j$ )
		- 0,00027 $16,5^2$	quadrierter Durchmesser ( $d_j^2$ )
		+ 0,8776 $0,95$	bestandesgeschichtliche Vitalität ( $csr_j$ )
		- 0,2041 $0,16$	gegenwärtige Konkurrenz ( $BALMOD$ )
		+ 0,0030 $40,83$	standörtliche Produktivität ( $ESD$ )
	=	3,183 $cm^2$	

Der fünfjährige, entlogarithmierte Grundflächenzuwachs beträgt somit:

$$\Delta g_{j,5} = 5 \cdot e^{3,183} = 120,595 \text{ cm}^2$$

Nach 5 Jahren beträgt die geschätzte Grundfläche von  $j$  daher:  $g_{j+5} = \frac{\pi}{4} \cdot 16,5^2 + 120,595 = 334,42 \text{ cm}^2$

Der geschätzte Durchmesser von Baum  $j$  ist folglich:  $d_{j+5} = \sqrt{\frac{4}{\pi} \cdot 334,42} = 20,6 \text{ cm}$

### 3.42 Positionsabhängige Einzelbaummodelle

Der Vorteil der positionsunabhängigen Repräsentativbaummodelle besteht darin, dass eine Kluppliste in der Regel genügt, um die Entwicklung der Bäume im Bestand zu schätzen. Der Nachteil besteht in der unzureichenden Information über die unmittelbare Konkurrenzsituation der einzelnen Bäume. Bei den positionsabhängigen Einzelbaummodellen sind die Lagekoordinaten der Bäume bekannt. Aus den Baumpositionen lassen sich die Konkurrenzverhältnisse in der unmittelbaren Nachbarschaft eines Baumes ableiten. Die Lagekoordinaten der Bäume können unter bestimmten Bedingungen automatisch aus Luftbildinformationen erzeugt werden (Dralle, 1997).

Eine zweite Möglichkeit besteht darin, die Baumpositionen simulativ zu erzeugen (Pretzsch, 1995; Lewandowski u. Gadow, 1997). Das Ziel der simulativen Reproduktion von Waldbeständen besteht darin, forstliche Eingriffe besser zu beschreiben und Wachstumsmodelle einzusetzen, die bekannte Baumpositionen nutzen können. Dabei kommt es darauf an, dass der künstlich erzeugte und der reale Wald einander möglichst ähnlich sind. Zunächst stellt sich die Frage, ob und in welcher Form die bekannten Nachbarschaftsverteilungen des Realbestandes verwendet werden sollen, um einen simulierten Bestand zu erzeugen. Dazu muss geklärt werden, welche Eigenschaften des Originalbestandes in der Kopie erhalten bleiben sollen, und welche Merkmale bei der Reproduktion möglicherweise verloren gehen.

Eine Reproduktion im Hinblick auf die Verteilung der Baumpositionen des simulierten Waldes kann als perfekt bezeichnet werden, wenn zu jedem Baum des Originalbestandes ein Baum im simulierten Bestand existiert, der *exakt* die gleichen Abstände zu seinen drei nächsten Nachbarn besitzt wie der betrachtete Baum des zu reproduzierenden Bestandes. Des Weiteren soll für die Bestandesreproduktion die empirische Verteilung der Durchmischungen bekannt sein. Eine Reproduktion bezüglich der Durchmischung wird als perfekt bezeichnet, wenn im simulierten Bestand die Werte der Durchmischung mit den exakt gleichen Häufigkeiten auftreten wie im Originalbestand. Ähnlich verhält es sich mit der Variablen *Dimensionsdifferenzierung*. Im Hinblick auf die Dimensionsdifferenzierung ist die Bestandesreproduktion optimal, wenn alle Werte des Originalbestandes auch im simulierten Bestand auftreten. Die Vorgehensweise der Reproduktion lässt sich nun folgendermaßen zusammenfassen: Die einzelnen Bäume des Originalbestandes, beschrieben durch Baumart und BHD, sollen auf der Bestandesfläche mit bekannten Grenzlinsen so verteilt werden, dass die empirischen Verteilungen der Dimensionsdifferenzierung und der Durchmischung mit den entsprechenden Verteilungen des Originalbestandes übereinstimmen. Ausgehend von einer nahezu beliebigen Positionierung der Bäume auf der Bestandesfläche wird durch systematisches Verschieben und Vertauschen der Bäume eine Angleichung im Hinblick auf die relevanten Variablen an den Originalbestand erreicht. Dieser Optimierungsansatz wird in getrennten, voneinander unabhängigen Phasen umgesetzt. Es hat sich gezeigt, dass der beschriebene Algorithmus unter Berücksichtigung der Strukturvariablen *Durchmischung* und *Differenzierung* durchaus befriedigende Ergebnisse erbringt.

Eine methodische Alternative bietet der Strukturgenerator STRUGEN (Pretzsch, 1993), der ebenfalls das Ziel verfolgt, Bestandesstrukturen zu reproduzieren, und dessen Vorzug darin besteht, dass räumliche Strukturen aufgrund bereits vorliegender einfacher Bestandesbeschreibungen erzeugt werden können.<sup>6</sup> Die Reproduktion von Bestandesstrukturen aus Stichprobenaufnahmen ist eine wichtige Voraussetzung für die Anwendung positionsabhängiger Einzelbaum-Modelle.

In Anlehnung an Ek u. Monserud (1974) entwickelte Sterba (1983) ein Einzelbaummodell für Fichten-Kiefern-Mischbestände, dessen Struktur etwas vereinfacht in Abb. 3.4-8 dargestellt ist (vgl. auch Gl. 3.4-28). Der Höhen- bzw. Durchmesserzuwachs eines Baumes ist gleich dem potentiellen Zuwachs (*PotZuw*) multipliziert mit den Reduktionsfaktoren *MGO* und *MOS*. *ETZuw* ist gleich dem Höhenzuwachs des Oberhöhenstammes aus der Ertragstafel, bzw. gleich

---

<sup>6</sup> Ein stochastischer Punktprozess hat zwar den Vorzug, dass dazu eine Theorie existiert (vgl. Tompo, 1986; Penttinen et al., 1994; Degenhardt, 1995), aber für die praktische Anwendung scheint dieser Ansatz bisher noch nicht geeignet zu sein. Die meisten Arbeiten befassen sich letztendlich nur mit der räumlichen Verteilung der Bäume. Die *markierten* Punktprozesse bieten zwar die Möglichkeit, einer Position ein Attribut zuzuordnen, jedoch ist eine Bedingung für die erfolgreiche Reproduktion von Waldbeständen, dass einer Position gleichzeitig mehrere Attribute zugewiesen werden können.

dem Durchmesserzuwachs aus der Durchmesser-Höhenbeziehung für den rechnerischen Solitär (aus Sterba's C-D-Regel).

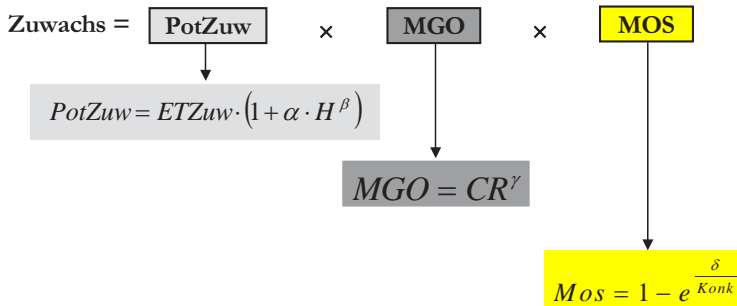


Abbildung 3.4-8. Struktur des Einzelbaum-Modells WASIM für Fichten-Kiefern-Mischbestände nach Sterba (1983, 1990).

Die Variable MGO ist ein Maß für die *bestandsgeschichtliche* Konkurrenz und wird bestimmt durch den Bekronungsgrad (CR). Die Variable MOS beschreibt die *gegenwärtige* Konkurrenz auf der Basis eines Konkurrenzindex (Konk).

**Beispiel:** Fichte, Höhe=20m; ETZuw=5mm/Jahr;  $\alpha = 1.16E-12$ ;  $\beta = 8.54$ ;  $\gamma = 0.4001$ ;  $\delta = -4.81$

CR	Konk	id
0.6	1.5	1.9
0.6	0.5	3.3
0.6	1.0	2.5
0.3	1.0	1.3

Bei gleichem Bekronungsgrad steigt der Durchmesserzuwachs mit abnehmender Konkurrenz (3.3 > 1.9). Bäume in gleicher Konkurrenzsituation leisten umso mehr Dickenzuwachs, je größer ihre Bekronung ist (2.5 > 1.3). Das aus WASIM hervorgegangene Modell MOSES (Hasenauer, 1994; Hasenauer et al., 1994) weist die gleiche Struktur auf wie WASIM. Lediglich die Parameter wurden neu und für andere Bestandestypen geschätzt. Gleichung 3.4-28 zeigt am Beispiel des Höhenzuwachses die Grundstruktur von MOSES, die identisch ist mit der in Abbildung 3.4-8 dargestellten Modellstruktur:

$$\Delta h = \Delta h_{pot} \cdot CR^\alpha \cdot (1 - e^{\frac{-\beta}{CI}}) \tag{3.4-28}$$

mit  $\alpha = 0.0845$  und  $\beta = 6.158$  für Buche bzw.  $\alpha = 0.241$  und  $\beta = -3.953$  für Fichte

Das Durchmesserzuwachsmodell weist die gleiche Struktur auf. Weitere Einzelheiten über das Modell MOSES können den bereits genannten Veröffentlichungen sowie einer übersichtlichen Darstellung von Albert (1997) entnommen werden.

Dass das Wachstum eines Baumes durch die seitliche Einengung der Krone und durch die Überschildung und Beschattung, also durch die spezielle räumliche Konstellation der Nachbarbäume beeinflusst wird, ist allgemein bekannt. Diese Faktoren können in einem dreidimensionalen räumlichen Ansatz, einem sog. *Matrixzellen-Verfahren*, berücksichtigt werden (Pretzsch, 1992, S. 129 ff.; Abb. 3.4-9). Auf der Basis der bekannten Stammfußkoordinaten, der Kronenradien, der Höhen und Kronenansatzhöhen sowie der Kronenformen wird die räumliche Ausdehnung der Bäume in Kartesische Koordinaten umgesetzt und in einer dreidimensionalen Raummatrix lokalisiert. Nach dem Trefferprinzip wird für alle Zellenmittelpunkte der Raummatrix bestimmt, von welchen Bäumen sie getroffen werden.

Die Ergebnisse der Trefferabfrage werden in einer Raummatrix gespeichert, die ein modellhaftes, gerastertes Abbild der tatsächlichen Bestandesstruktur mit Informationen über die Kronenausdehnungen und die Präsenz der Bäume in unterschiedlichen Höhenbereichen enthält. Nach Pretzsch (1992, S. 199) kann der Höhenzuwachs einer Buche durch die Gleichung 3.4-29 geschätzt werden.

$$\Delta h = \Delta h_{\text{pot}} \cdot CR^{0.088} \cdot \text{Konk} \quad 3.4-29$$

mit  $\Delta h_{\text{pot}}$  = potentieller Höhenzuwachs

CR = Bekronungsgrad

Konk = Index, der die Beschattung und seitliche Kroneneinengung beschreibt.

Abbildung 3.4-9 zeigt den Einfluss von seitlicher Kroneneinengung  $e$  und Beschattung  $wFi$  auf den Konkurrenzindex (Konk) einer Buche mit einem Bekronungsgrad von 0.5. Aus der Darstellung geht hervor, dass die Buche durch die Beschattung, stärker jedoch durch die seitliche Einengung behindert wird.

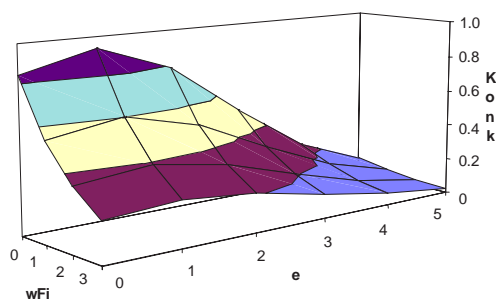


Abbildung 3.4-9. Konkurrenzindex einer Buche mit Bekronungsgrad von 0.5, bei unterschiedlichen Werten für die Beschattung und die seitliche Kroneneinengung.

Die Beschreibung der Konkurrenzsituation in der unmittelbaren Nachbarschaft eines Baumes wurde durch die von Biber (1996) entwickelten *Fisbeye*-Simulationen in Fichten-Buchen-Beständen erweitert. Bei bekannten Baumpositionen, Kronenlängen und -breiten kann ein hemisphärisches *Fisbeye*-Foto der Umgebung erzeugt werden. Der auf den Bezugsbaum ausgeübte Konkurrenzdruck ergibt sich aus den Bedeckungsanteilen im diskretisierten hemisphärischen Foto (s. a. Courbaud, 1995). Wegen der nur selten verfügbaren räumlichen Daten sind die Einzelbaummodelle bisher nur in Einzelfällen für die Waldentwicklungsprognosen der Forstplanung geeignet. Dennoch hat die Weiterentwicklung dieser Ansätze große Bedeutung, da sich letztendlich das Baumwachstum unter komplexen Bedingungen - wie sie z. B. in ungleichaltrigen Mischbeständen vorherrschen, - nur auf der Basis von Einzelbaummodellen nachbilden lässt.

### 3.43 Kleinflächenmodelle

Waldökosysteme mit großflächiger Ausdehnung bauen sich mosaikartig aus kleineren Teilflächen auf. Durch die Analyse der Teilflächen gelangt man zum Verständnis des Ganzen. Modelle der Entwicklung von Kleinflächen (engl. *gaps*; franz. *chablis*) finden sich u.a. in den Arbeiten von Botkin et al. (1972), Shugart (1984), Kienast u. Kuhn (1989) und Botkin (1993). Dabei geht es u. a. um das Verständnis natürlicher Abläufe in Urwäldern (Falinski, 1988), die eine gewisse theoretische Basis im sog. *Mosaik-Zyklus-Konzept* finden (Remmert, 1991). Abbildung 3.4-13 zeigt schematisch die natürliche Entwicklungsdynamik einer Kleinfläche in australischen Eucalyptus-Mischbeständen nach Shugart (1984, S. 105). Der Kleinflächenzyklus ist durch vier typische Phasen gekennzeichnet: Dominanz eines Altbaumes auf der Kleinfläche (a), Naturverjüngungsphase nach Ausfall des Altbaumes (b), Wachstum und Differenzierung infolge Konkurrenz (c) und Altersphase (d).

Die Größe der Kleinflächen wird unterschiedlich definiert. Die Bäume A und B in der Abbildung 3.4-10 (rechts) sind umgefallen und haben C, D und E beschädigt (vgl. Van der Meer, 1995). Nach Brokaw (1982) ist die äußere Abgrenzung einer Kleinfläche durch eine Öffnung im Kronendach definiert, deren Außenrand durch die noch lebenden Kronen bestimmt ist; es handelt sich also nur um den zerstörten Kernbereich. Nach Riéra (1982) ist eine Kleinfläche der Bereich der Kronendachöffnung, in dem Verjüngung noch möglich ist. Abbildung 3.4-10 zeigt die schematische Aufsicht einer imaginären Kleinfläche mit zentraler Kleinflächenzone (begrenzt durch 20 m hohe Vegetation), äußerer Kleinflächenzone (begrenzt durch die Stammfußpunkte der dominanten Bäume) und angrenzender Waldzone. Bei vegetations- und standortkundlichen Aufnahmen erfasste Van der Meer (1995, S. 84) die Vegetationsart und -dichte über den Stichprobenpunkten innerhalb der imaginären vertikalen Zylinder mit 25 cm Radius in Höhenstufen von je 1 m.

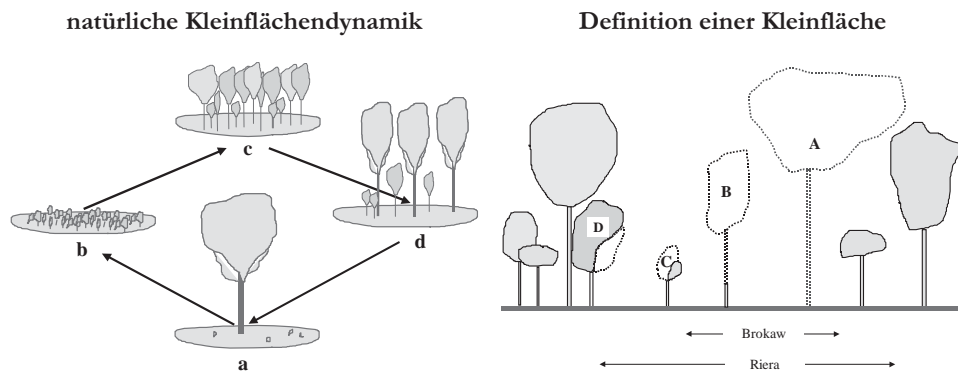


Abbildung 3.4-10. Links: Schematische Darstellung der natürlichen Entwicklungsdynamik einer Kleinfläche in australischen Eucalyptus-Mischbeständen nach Shugart (1984, S. 105). Rechts: Profildiagramm einer imaginären Kleinfläche mit unterschiedlichen Kleinflächen-Definitionen

Ausgehend von der Neubesiedelung eines mitteleuropäischen Waldstandortes unterscheidet Thomasius das Kraut- und Gräserstadium, und die darauf folgenden Stadien Pionierwald, Übergangswald und Schlusswald. Durch Zerstörung des Schlusswaldes, des Übergangswaldes oder des Pionierwaldes wiederholt sich der langfristige Zyklus (Abb. 3.4-11).

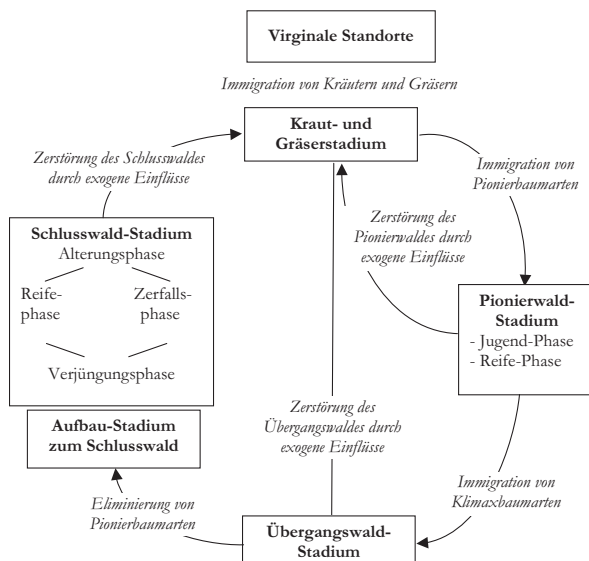


Abbildung 3.4-11. Natürliche Waldentwicklung nach Thomasius (2001).

Innerhalb des Schlusswaldstadiums läuft ein eigenständiger kürzerer Unterzyklus mit Reife, Alterung, Zerfall und Verjüngung ab. Für Buchenwälder unterscheiden Jensen u. Hofmann (1997) in diesem Zyklus die Stadien Jungwuchs und Dückung (Dauer ca. 20 Jahre), Stangenholz

(Dauer ca. 40 Jahre), Baum-Hallenstadium (Dauer ca. 90 Jahre), Altbaum-Hallenstadium (Dauer 80 bis 120 Jahre) und Desintegrations- und Formierungsstadium (Dauer 40 bis 60 Jahre). Weitere Überlegungen zur Wald-Sukzession in Mitteleuropa finden sich in den Arbeiten von Otto (1995), Kenk u. Weise (1998) und Perpeet (1999).

Die speziellen Ausgangszustände für die Simulation einer Kleinflächendynamik können hypothetisch oder real sein. Ein Beispiel für eine reale Ausgangssituation ist das von Namikawa u. Kawai (1998) erfasste räumliche Mosaik auf einer 50 x 200m Fläche in einem Laub/Nadelbaum-Mischwald auf *Hokkaido* in Japan (Abb. 3.4-12).

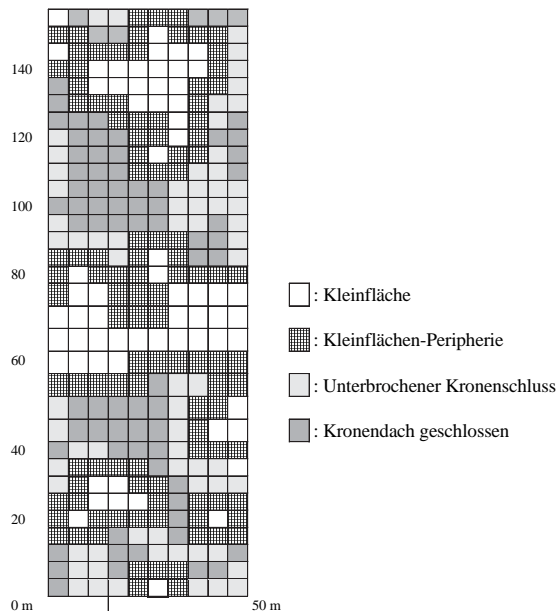


Abbildung 3.4-12. Räumliches Mosaik unterschiedlicher Entwicklungsstadien in einem Laub/Nadelbaum Mischwald auf *Hokkaido* in Japan (Ausschnitt aus der Darstellung von Namikawa u. Kawai, 1998).

Daten über die Fallrichtungen bilden eine wichtige Grundlage für die Modellierung der Kleinflächendynamik. Abb. 3.4-13 zeigt die Fallrichtungen von 35 Bäumen in einem Wald in *Französisch Guyana* nach Van der Meer (1995, S. 64). Der mittlere Vektor der Fallrichtung weist nach NNW. Auf Grund einer Analyse mit Hilfe eines *Raleigh-Zufälligkeitstests* stellte sich heraus, dass die Fallrichtung in diesem speziellen Beispiel nicht signifikant von der zufälligen Richtung abweicht. Liu u. Hytteborn (1991) fanden dagegen für einen Fichten-Urwald, dass 62% der abgestorbenen Altbäume (*gap makers*) in Richtung SW, S und SO gefallen waren.



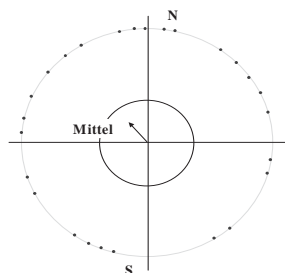


Abbildung 3.4-13. Fallrichtungen von 35 Bäumen in einem Wald in Französisch Guyana.

Die meisten Kleinflächenmodelle simulieren die Dynamik eines Bestandes als einen Vektor von unabhängigen Kleinflächen. Jeder Kleinfläche wird ein Ausgangszustand zugeordnet. Dabei werden die Stammzahl und die räumliche Verteilung der Baumkoordinaten, Baumarten, Brusthöhendurchmesser, Baumhöhen, Kronenansatzhöhen usw. festgelegt. Auf der Basis entsprechender Erfahrungen und Annahmen und mit Hilfe geeigneter Software kann die Entwicklung beliebiger Ausgangszustände simuliert werden.

#### 3.44 Prognose der natürlichen Verjüngung

Die Modellierung der Verjüngung durchläuft charakteristische Phasen von der Blüte bis zum Sämling und schließlich zum *Jungwuchs*, aus dem sich der *Einwuchs* in die praxisübliche Kluppschwelle rekrutiert (vgl. Vanclay, 1994, S. 193). Die Blütenbildung, Bestäubung, Fruktifizierung, Keimung und räumliche Verteilung der Ansamung sind wichtige Elemente der Kleinflächendynamik. Diese Prozesse versucht man mit Hilfe empirischer Verteilungen der Samenproduktion, der Windrichtungen, der Wetterbedingungen und auf der Basis der bekannten oder unterstellten Bedingungen, die auf dem Waldboden herrschen, nachzubilden. Liu u. Hytteborn (1991) konnten für einen Fichten-Urwald nachweisen, dass Birken vorwiegend kleine Erderhebungen und Vertiefungen kolonisieren. Die Fichte verjüngt sich dagegen vorwiegend entlang alter vermodernder Baumstämme, während Kiefern Sämlinge zufällig auf der Fläche verteilt sind.

Modelltyp	Prozesselemente
<b>Ansamungsmodelle</b>	Blütenbildung, Bestäubung, Fruktifizierung, Aussaat u. Verteilung, Keimung
<b>Verjüngungsmodelle</b>	Sämling bis Brusthöhe
<b>Einwuchsmodelle</b>	Brusthöhe bis Kluppschwelle, z.B. 10cm BHD

Die natürliche Vegetationsentwicklung auf Schlag- und Windwurfflächen ist Gegenstand ähnlicher Untersuchungen. In einer 1 ha großen Schlagfläche auf einem *Luzulo-Fagetum*-Standort hat Seidling (1997) z.B. die Vegetationsentwicklung über einen Zeitraum von 50 Jahren beobachtet (Abb. 3.4-14).

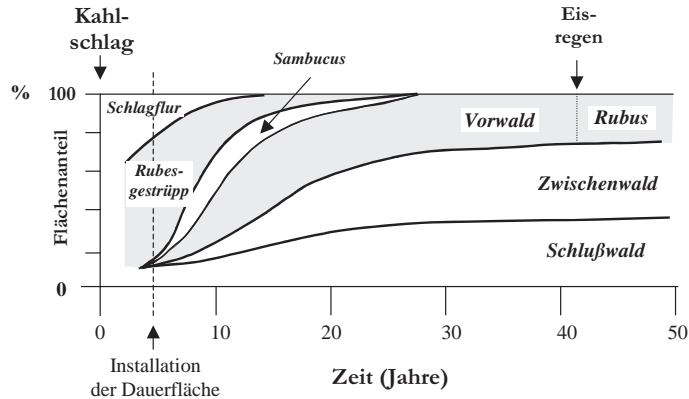


Abbildung 3.4-14. Vegetationsentwicklung einer Schlagfläche auf einem *Luzulo-Fagetum*-Standort (Seidling, 1997).

In den ersten beiden Jahren dominierte die krautige Schlagflurvegetation, bis zum 10. Jahr das *Rubus*-Gestrüpp, vom 10. bis zum 15. Jahr das *Sambucus-Frangula*-Gebüsch, danach mit etwa gleichen Anteilen die Vor-, Zwischen- und Schlusswaldstufen mosaikartig nebeneinander.

Auf zahlreichen Standorten verjüngt sich der Wald beim Vorkommen von geeigneten Baumarten im Altbestand auf natürlichem Wege. Nach Tremer et al. (2005) ergeben sich für die Forsteinrichtung in ungleichaltrigen Mischwäldern drei Kernprobleme im Bereich der Verjüngungsplanung, mit folgender Fragestellung:

- Ist unter bestimmten waldbaulichen Situationen mit ausreichend natürlicher Verjüngung zu rechnen?
- Wie entwickelt sich eine vorhandene Verjüngung innerhalb eines bestimmten Zeitraumes bei verschiedenen Kombinationen von Ausgangszustand und waldbaulicher Behandlung?
- Wachsen ausreichend Bäume der Verjüngung innerhalb eines bestimmten Zeitraumes in den Altbestand ein?

Die Ertragstafeln liefern keinen Beitrag zur Beantwortung dieser Fragestellungen. Aber auch die in den letzten Jahren bis zur Einsatzreife weiterentwickelten Einzelbaumwachstumsmodelle müssen um Komponenten zur Beschreibung der Naturverjüngung ergänzt werden, wenn sie nicht auf mittelfristige Prognosen des Holzaufkommens und der Entwicklung der Altbestände beschränkt sein sollen. Für eine umfassendere mittel- und langfristige Forsteinrichtungsplanung werden Prognosewerkzeuge benötigt, die Aussagen über die Etablierung und Strukturdynamik der natürlichen Verjüngung zulassen.

Mit der Modellierung des Wachstums der natürlichen Verjüngung bei unterschiedlichen Strahlungsbedingungen haben sich u.a. Moer (1993) sowie Golser u. Hasenauer (1997) befasst. Das Höhenwachstum der Verjüngung wird beeinflusst durch direkte und indirekte Sonneneinstrahlung unter Berücksichtigung unterschiedlicher Konkurrenzindizes, die die

potentiellen Einfluss- bzw. Überschattungszonen in der Verjüngungslücke beschreiben (Abb. 3.4-15).

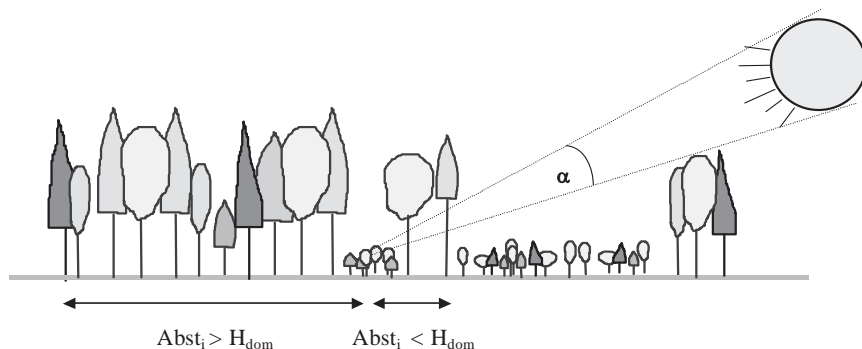


Abbildung 3.4-15. Modellierung der für die Verjüngung verfügbaren Strahlung nach Golser u. Hasenauer (1997).

Die zusätzliche Einstrahlung vom Waldrand wird berücksichtigt, wenn der Abstand zum Bestandesrand höchstens zweimal die Oberhöhe beträgt. In diesem Fall wird der Einstrahlungswinkel  $\alpha$  durch die Bestandeshöhe und den Abstand zum Rand bestimmt. Der  $\tan(\alpha)$  als Maß für die zusätzlich verfügbare diffuse Strahlung wird für alle Himmelsrichtungen außer Nord berechnet.

Für die Forsteinrichtungsplanung relevante Zielvariablen sind das Auftreten bzw. die Etablierung, die Dichte, sowie die Arten- und Dimensionszusammensetzung der Verjüngung. Statistische Ansätze zur Schätzung dieser Verjüngungsparameter basieren häufig auf verallgemeinerten linearen Modellen, wobei überwiegend logistische Regressionsmodelle mit dichotomer Zielvariable verwendet werden. Mit Hilfe dieser Modelle lassen sich Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten definierter Zustände in Abhängigkeit von Inventurparametern oder aus ihnen abgeleiteten Variablen schätzen. Die Untersuchung von Tremer et al. (2005) beschreibt ein statistisches Modell zur Schätzung des Vorkommens, der Dichte sowie der Dimensions- und Artenzusammensetzung der Naturverjüngung in Abhängigkeit von Waldzustandsgrößen auf der Basis eines umfangreichen Datenfundus aus der Niedersächsischen Betriebsinventur. Damit wurde für die mittelfristige Forsteinrichtungsplanung eine neue Entscheidungsgrundlage zur Verfügung gestellt. Als Variablen mit deutlichem Einfluss auf die Verjüngungsstruktur erwiesen sich die arteigene Grundfläche, die Grundflächen anderer Baumarten und der maximale BHD der eigenen Baumart. Zusätzliche Einflussgrößen für die Schätzung der Verjüngungsdichte sind Standortparameter wie z.B. die Nährstoffversorgung des Standortes.

### 3.45 Mortalität

Das Verständnis und die darauf aufbauenden Methoden der natürlichen Absterbevorgänge der Waldbäume gehört zu den schwierigsten Aufgaben der waldwachstumskundlichen Modellforschung. Im Abschnitt Bestandesdichte wurde bereits auf die Durchmesser-Stammzahl-Grenzbeziehung und deren Bedeutung für die Bestimmung der maximal überlebenden Stammzahl bei gegebenem Durchmesser des Grundflächenmittelstammes hingewiesen. Lee (1971) hat zwei Arten der Mortalität unterschieden: reguläre und irreguläre Mortalität. Reguläre Mortalität oder Selbstdurchforstung (*self-thinning*) ist eine Folge des Konkurrenzkampfes um Licht, Wasser und Nährstoffe (Gadow, 1986). Irreguläre Mortalität ist das Ergebnis zufälliger Störungen, wie Feuer, Wind, Schneebruch oder Massenvermehrungen von *Phytophagen*.

Ein großer Anteil der Flächen in langfristigen Versuchsanlagen weist häufig keine Mortalität auf (Monserud u. Sterba, 1999, Eid u. Tuhus, 2001; Fridman u. Ståhl, 2001). Werden die Daten aus allen Flächen verwendet, so erschwert dies die Auswahl relevanter Variablen für die Prognose. Außerdem ist die statistische Analyse infolge der bimodalen Eigenschaft des Auftretens von Mortalität erschwert. Andererseits, wenn nur die Flächen, in denen Mortalität auftritt, verwendet werden, wird die Mortalität überschätzt (Eid u. Øyen, 2003).

Woollons (1998) und Alvarez González et al. (2004) verwenden daher einen zweiphasigen Ansatz, der auch häufig zur Lösung von Entscheidungsproblemen verwendet wird (Hamilton u. Brickell, 1983). In der ersten Phase wird eine Funktion entwickelt, mit der die Wahrscheinlichkeit geschätzt wird, dass in einer bestimmten Fläche Mortalität auftritt. Dabei werden alle Flächen einbezogen. In der zweiten Phase wird die Anzahl der abgestorbenen Bäume geschätzt; dafür werden nur die Daten aus den Flächen mit Mortalität verwendet. Schließlich werden die Schätzungen aus der zweiten Phase modifiziert. Weitere Details finden sich bei Monserud (1976), Monserud u. Sterba (1999), Weber et al., (1986) und Alvarez González et al. (2004).

## 3.5 Zusammenfassung

Wuchsmodelle generieren Prognosen, die mit Fehlern behaftet sind. Unter Anerkennung der bemerkenswerten Fortschritte der waldwachstumskundlichen Modellforschung während der letzten Jahrzehnte verliert diese Feststellung nicht ihre grundsätzliche Gültigkeit. Die für die Parametrisierung der Wuchsmodelle verwendeten Daten sind in der Regel umfangreich und hochwertig, haben jedoch häufig Defizite in den Randbereichen extrem niedriger oder sehr hoher Bestandesdichten. Um eine ausreichend genaue Prognose des standorts- und konkurrenzbedingten Wachstums (und möglicher natürlicher Ausfälle bei hoher Bestandesdichte) zu gewährleisten, ist eine Erweiterung des verfügbaren Datenfundus notwendig. Die Einheit von Datensatz und Wachstumsmodell ist eine Grundbedingung für die Nachvollziehbarkeit der Modellaussagen.

Trotz der großen Bedeutung der Bestandesmodelle für die mittelfristige Steuerung der Waldentwicklung hat dieser Modelltyp bisher in Deutschland nur wenig Interesse gefunden. Die dichteabhängigen Bestandesmodelle bilden eine erhebliche Weiterentwicklung der Ertragstafeln und können gleichzeitig deren Funktion als Referenzmodell übernehmen. Sie sind flexibel und trotzdem ähnlich überschaubar wie die Ertragstafeln. Ihre Prognosen lassen sich relativ einfach überprüfen, die forstlichen Eingriffe einfacher definieren, als das bei den Einzelbaummodellen der Fall ist. Ein dichteabhängiges Bestandesmodell vereint somit die Vorzüge der Ertragstafel mit den Vorzügen der Einzelbaummodelle.

Ein Weg zur Reduzierung der Schätzfehler ist die fortlaufende gezielte Erweiterung der Parametrisierungsdaten, vor allem auch durch die verbesserte Kooperation zwischen Universität und Versuchsanstalt. Ein lohnendes Ziel ist die Zusammenstellung gemeinsamer Datensätze mit Angaben über das natürliche Wachstum für Messintervalle von  $n$  Vegetationsperioden, in denen keine Eingriffe stattgefunden haben, sowie Angaben über die zu Beginn des Messintervalls erfolgten eingriffsbedingten Veränderungen der Zustandsgrößen.

## 4 Entwurf

Die wissenschaftliche Basis der Forsteinrichtung berücksichtigt sowohl die Vielfalt der Zielsetzungen als auch die Unsicherheiten, die sich durch die Änderung der Umweltfaktoren und durch das zyklische Hin und Her der forstpolitischen Rahmenbedingungen ergeben. Um unter diesen Bedingungen nachhaltige Waldnutzung betreiben zu können, wurde das „Mehrfadprinzip“ vorgeschlagen (s. Kap 1; Gadow, 1995): für jeden einzelnen Bestand existieren unterschiedliche und oft gleichwertige mögliche Entwicklungen („Pfade“). Der optimale Entwurf eines Forstbetriebes ist durch diejenige Kombination von Bestandespfa­den gegeben, bei der die einzelbestandsweisen und gesamtbetrieblichen Ziele optimal erfüllt werden. Der Entwurf, das „Design“ einer optimalen Waldentwicklung findet auf mehreren Ebenen statt. Auf der *strategischen Ebene* werden langfristige allgemeine Zielsetzungen und Grundlagen der Waldnutzung festgelegt. Beispiele strategischer Planungen sind die Richtlinien und Ziele der Bundesländer für eine naturnahe Waldentwicklung (z.B. Niedersachsen, 1991b; Schwarz, 2002; Düssel, 2005). Bei der typenorientierten strategischen Planung werden Bestände zu Typen bzw. „Straten“ zusammengefasst. Informationen über den Zustand der Typen (Flächenanteile der Baumarten; Durchmesser­verteilungen; Holzvorräte, teilweise gegliedert nach Wertklassen; Zustand der natürlichen Verjüngung) werden aus systematisch im Gelände verteilten Stichproben ermittelt. Für jeden Bestandestyp werden strategische Ziele und Standardbehandlungen festgelegt.

Erfahrungsgemäß sind die strategischen Ziele und Grundsätze der Waldnutzung nicht konstant. Sie ändern sich mit den wechselnden gesellschaftlichen Bedürfnissen. Eine

Waldbaustrategie wird eingeführt, wenn sie sich im Diskurs allgemein durchgesetzt hat. Inzwischen entwickeln sich ständig neue Ideen im Zusammenhang mit der optimalen Waldnutzung. Möglicherweise wird eine dieser Ideen irgendwann eine breite Anerkennung genießen und die Grundlage für eine neue Strategie bilden, die dann die bisherige ablöst. Da die Lebensdauer der Waldbestände in der Regel die Phasenlänge solcher Strategieentwicklungen überschreitet, befinden sich die Wälder in Mitteleuropa besonders häufig in einem Zustand der Überführung von einer früheren in die gegenwärtig gültige politische Zielsetzung. Theoretisch ist die strategische Ebene auf Dauerhaftigkeit und Langfristigkeit ausgerichtet. In der Realität sind solche periodischen Neuausrichtungen aber Teil der wechselvollen Forstgeschichte. Nach einer gründlichen Analyse dieser Wechselhaftigkeit meint Heyder (1984, S. 562), dass die Geschichte des Waldbaus in Deutschland nicht durch eine stetige Entwicklung, sondern „durch ein ständiges Auf und Ab“ geprägt sei. Den Wechsel der forstpolitischen Vorgaben im Zeitraum 1945 bis 2005 hat Amling (2005) anschaulich für den Landeswald in Nordrhein-Westfalen dargestellt. Einen ähnlich zyklischen Wechsel in der Waldbaupolitik konnte Koch (2005) für die DDR nachweisen. Konkrete Beispiele für diese Wechselhaftigkeit sind die sich ändernden Vorstellungen über die Nutzungsart (schlagweise bzw. einzelbaumweise Nutzung) und die Baumartenwahl (Laub bzw. Nadelbaumarten)<sup>1</sup>. Die wiederholte Einführung neuer strategischer Vorgaben, die sich wie ihre Vorgänger auf Langfristigkeit berufen, ist ein Paradox, denn im öffentlichen Wald ändern sich die politischen Rahmenbedingungen laufend. In der Vergangenheit hat die Forsteinrichtung vielfach die Wirkung dieser "Wellen" durch eine konsequente und sogar übereifrige Umsetzung der jeweils aktuellen strategischen Vorgaben noch verstärkt. Aufgrund dieser Erkenntnis besteht eine wichtige Aufgabe der Forsteinrichtung darin, die politisch-strategische Wechselhaftigkeit durch realistische mittelfristige Planungen auf der taktischen Ebene „abzupuffern“.

Die *taktische* Ebene der Forsteinrichtung befasst sich mit der mittelfristigen Umsetzung der jeweiligen strategischen Grundsätze; sie ist das eigentliche Aufgabenfeld der Forsteinrichtung. Zur taktischen Ebene gehören die Zustandserfassung, die Analyse und der mittelfristige Entwurf der Waldentwicklung. Zur Realisierung der strategischen Ziele ist die taktische Ebene räumlich orientiert. Bestandesinformationen werden je nach vorhandenen Mitteln in unterschiedlicher Intensität erfasst. Gegenstand taktischer Entscheidungen sind die mittelfristigen Entwicklungen realer Waldbestände innerhalb definierter Zeitperioden. Das Ergebnis der taktischen Planung ist eine Aufstellung von konkreten Maßnahmen und deren Zeitbedarf und Ressourcenverbrauch für die Betriebsleitung.

---

<sup>1</sup> Borchers (1965) verfügt, dass Buchenbestände der III. Ertragsklasse und darunter künftig in Nadelholz umgewandelt werden sollen. Ähnliche Ansichten vertritt Rave (1965) und fordert, dass größere Bestandesteile der Buche nach Kahlschlag oder unter Schirm in wertvollere reine oder gemischte Nadelholzbestände umgewandelt werden sollen. Diese Vorstellungen wurden wenige Jahre später wieder revidiert (Niedersachsen, 1991).

Die *operationale* Ebene schließlich befasst sich mit der kurzfristigen Realisierung der taktischen Vorgaben, unter Berücksichtigung momentaner Gegebenheiten. Zur operationalen Management-Planung der Forstbetriebe gehören die Arbeitsplanung, sowie die Holzvermarktung und Logistik.

#### Strategische Ebene

**Ziel:** Festlegung allgemeiner Grundsätze der Waldnutzung  
**Akteure:** Politik  
**Phasen:** neue Idee – Diskussion – Akzeptanz – neue Idee usw.  
 Beispiel: forstpolitische Programme

#### Taktische Ebene

**Ziel:** mittelfristige Umsetzung der allgemeinen Grundsätze  
**Akteure:** Forsteinrichtung  
**Phasen:** Zustandserfassung – Analyse – Entwurf  
 Beispiel: mittelfristige Vorgaben der Forsteinrichtung

#### Operationale Ebene

**Ziel:** kurzfristige Realisierung der mittelfristigen Planung  
**Akteure:** Forstbetrieb  
**Phasen:** Marktanalyse – Absatzplanung – Arbeitsplanung  
 Beispiel: Jahresplanung

## 4.1 Ziele und Präferenzen

Grundlage der Steuerung von Betriebsabläufen sind konkrete Zielvorgaben. Ein Ziel kann als Rahmen und Richtpunkt für die Planung, die das Sein-Sollen ausdrückt, als konkrete Aufgabe, die erfüllt werden soll, oder als ein Kriterium zur Bewertung von Handlungsalternativen verstanden werden.

### 4.11 Orientierungshilfen für die Planung

Die im forstlichen Bereich üblichen Ziele können nach Speidel (1972) in drei Gruppen eingeteilt werden: die Produkt- bzw. Sachziele, die monetären Ziele und die Sicherheitsziele. Zu den Produktzielen gehören die Sachgüter, die am Markt abgesetzt werden. Von großer Bedeutung sind dabei die Infrastrukturleistungen des Waldes und die Dienstleistungen der Forstbetriebe. Der Wald als Erholungsraum z.B. ist ein wichtiges Element der Infrastruktur in den Industrieländern mit hohen Bevölkerungszahlen, besonders in der Nähe von Ballungsräumen.

Im Göttinger Stadtwald überwogen im Haushaltsjahr 1994 die *Produktziele*, was sich in der Verteilung der Ausgaben widerspiegelt (Tab. 4.1-1). Bei den Ausgaben für die Walderholung handelt es sich in diesem Beispiel um die Anlage und den Unterhalt von Wegen, Parkplätzen und



Beschilderungen. Die Waldpflege bezieht sich auf die naturnahe Waldbewirtschaftung und den Holzverkauf. Zur Öffentlichkeitsarbeit gehören Vorträge, Naturschutzpädagogik und Medienkontakte. Naturschutz im Wald beinhaltet u.a. die Waldrandpflege, den Vogelschutz und die Wildbewirtschaftung.

Aufgaben	Anteil (%)
<i>Walderholung</i>	60
<i>Waldpflege</i>	27
<i>Öffentlichkeitsarbeit</i>	11
<i>Naturschutz</i>	2

Tabelle 4.1-1. Verteilung der Ausgaben im Göttinger Stadtwald im Haushaltsjahr 1994 (Göttingen, 1995).

Eine zweite Gruppe bilden die *monetären Ziele*. Umfang und Auswirkung der monetären Ziele werden in Geldeinheiten gemessen. Beispiele für monetäre Ziele sind die Kostendeckung bzw. Kostenminimierung (meist in öffentlichen Betrieben), oder die Maximierung des Bodenertragswertes nach Faustmann (1849), d.h. die auf den Zeitpunkt der Umtriebszeit verzinsten Reinerträge:

$$Bo_u = \frac{\sum_{j=1}^u RE_j \cdot (1+i)^{(u-j)}}{(1+i)^u - 1} \quad 4.1-1$$

wobei: Bo = Bodenertragswert (DM/ha)  
 i = Zinsrate  
 u = Umtriebszeit (Jahre)  
 RE<sub>j</sub> = Reinertrag im Jahr j (DM/ha)

Weitere Beispiele für monetäre Zielsetzungen sind das Streben, einen größtmöglichen Deckungsbeitrag durch Holznutzung zu erzielen oder die Lohn- und Unternehmerkosten zu begrenzen. Das Streben nach Liquidität ist häufig die Ursache für ein sog. inverses Angebotsverhalten - ein steigendes Angebot bei sinkendem Holzpreis.

Eine dritte Gruppe bilden die *Sicherheitsziele*. Das Sicherheitsstreben findet Ausdruck in der Bildung von Vorratsreserven, die in Krisenzeiten genutzt werden können. Es äußert sich in der Wahl der Baumarten und in der Bereitschaft, Waldbestände gegen Brand und andere Schäden zu versichern. Das Produktionsrisiko wird vor allem durch waldbauliche Maßnahmen beeinflusst. So wird u.a. versucht, das hohe Sturmschadensrisiko in Fichtenreinbeständen durch die Beimischung von Buchen zu senken. Nach Lüpke u. Spellmann (1997) sind die Sturmschäden in Mischbeständen geringer, da die Buche eine deutlich bessere Sturmstabilität besitzt als die Fichte: die Windwürfe beschränken sich häufiger auf die Fichtenanteile, und die Buchenanteile bleiben erhalten.



*Tafel 4-1. Buchenbestand im Thüringer Forstamt Bleicherode*

Forstbetriebliche Zielsysteme sollen nach außen die multifunktionale Aufgabenstellung der Forstwirtschaft deutlich machen und innerhalb der Betriebe eine wünschenswerte Orientierung bewirken. Freudenstein (1994) empfiehlt folgende Grundregeln und Prinzipien:

**Grundregeln:**

- Bei forstlichen Maßnahmen sind i.d.R. Mehrfachwirkungen zu berücksichtigen.
- Die Ziele sind gleichzeitig und miteinander zu verfolgen.
- Für einen Zielkompromiss sind nur in begründeten Fällen andere Ziele zugunsten eines einzigen aufzugeben.

**Prinzipien:**

- Die Wirkungen des Waldes sollen in einem stabilen, vielfältigen und anpassungsfähigen Wald nachhaltig und wirtschaftlich erbracht werden.

Ähnliche Empfehlungen finden sich bei Wenzel (1997). Im Idealfall werden die betrieblichen Ziele durch einen kompetenten Eigentümer festgelegt. Häufig sind zahlreiche Entscheidungsträger an der Zielsetzung beteiligt: die Aktionäre streben nach hohen Renditen, die Betriebsleitung wünscht ein geringes Risiko, die Mitarbeiter gute Sozialleistungen und hohe Vergütungen.

#### *4.12 Ziele als Aufgaben*

Ziele haben nicht nur Bedeutung als Orientierungshilfen und als normativer Rahmen für die Planung. Der Begriff *Ziel* bezeichnet häufig eine zugewiesene Aufgabe, die erfüllt werden soll.

Ein Ziel ist „operational“, wenn drei Bedingungen erfüllt sind: die Zielformulierung muss *eindeutig* sein, das Ziel muss *erreichbar* sein, und ein *Zeitbezug* für die Zielerfüllung muss gegeben sein. Die theoretisch plausiblen Forderungen nach Zieloperationalität werden allerdings in der Praxis nicht immer erfüllt. In der Realität finden sich häufig Zielsetzungen, die unscharf, unvollständig und sogar widersprüchlich formuliert sind (Oesten, 1984). Grundsätzlich ist Kontrollfähigkeit erstrebenswert, aber es gibt Situationen, wo Entscheidungen *ad hoc* gefällt werden müssen. Operationale Vorgaben können sich auch negativ auf die Selbstmotivation der Mitarbeiter auswirken. Das Streben nach Operationalität der Zielerfüllung kann sich nach Jeffers (1992) besonders negativ im Bereich der Forschung auswirken. Wissenschaft ist dort produktiv, wo es Möglichkeiten zur freien Entfaltung der Kreativität gibt. Allerdings bezieht sich diese Aussage wohl eher auf die reflexionswissenschaftlichen Bereiche der Waldforschung.

#### *4.13 Ziele als Bewertungskriterien*

Wald ist ein knappes Gut. Die Nutzung dieser Ressource wird durch eine Vielzahl von Interessen bestimmt. Eine wichtige Erkenntnis für die Forstplanung ist die Einsicht, dass die Entscheidungsträger unterschiedliche Vorstellungen haben und dass ihre Ansprüche sich mit der

Zeit ändern. Von der Forstplanung wird erwartet, dass unterschiedliche Interessen koordiniert und Kompromisse erarbeitet werden. Die beste Lösung ist oft ein Kompromiss. Dieser multikriterielle Ansatz wäre im System der Umweltwerte nach Bergen (1997) der Gruppe der individuellen Präferenzen zuzuordnen und ist schematisch in Abbildung 4-3 dargestellt. Ein gutes Durchforstungskonzept zum Beispiel gewährleistet eine hohe Bestandessicherheit und einen hohen Erholungswert und erfordert geringe Pflegekosten.

Das Bewerten von Handlungsalternativen anhand von Zielvorgaben ist ein zentraler Aspekt menschlichen Handelns (White, 1960). Bewerten ist eine uns ständig abverlangte Stellungnahme gegenüber den Dingen, die uns umgeben. Der Begriff Wert oder Nutzen bezeichnet aber nicht eine den Dingen automatisch innewohnende Eigenschaft. Werte werden ihnen durch den Menschen zugeordnet. Güter haben nur dann einen Wert, wenn sie nützlich sind im Hinblick auf konkrete Ziele und Wertvorstellungen. Der Wert oder Nutzen einer Sache kann für verschiedene Personen sehr unterschiedlich sein. Daher sind Ziele nicht wahrheitsfähig; ein Ziel ist nicht als *richtig* oder *falsch*, *gut* oder *schlecht* einstuftbar.

Abbildung 4.1-1 zeigt schematisch die Zielerfüllungsgrade mit Hilfe von Polarkoordinaten für vier Ziele (Z1 bis Z4) und zwei Alternativen (A und B).

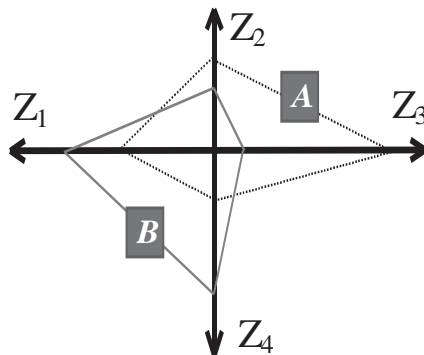


Abbildung 4.1-1. Schematische Darstellung von Zielerfüllungsgraden mit Hilfe von Polarkoordinaten.

A erfüllt Z3 besonders gut, während B höhere Zielerfüllungsgrade in Bezug auf Z1 und Z4 aufweist. Welche der beiden Alternativen vorzuziehen ist, hängt von der relativen Bedeutung der einzelnen Zielkriterien ab.

Ziele als Bewertungskriterien haben keinen eigenständigen Wert. Ihr Wert ergibt sich aus der Bedeutung, die ein Entscheidungsträger, z.B. die Firmenleitung, ein Gremium von Fachleuten, alle Haushalte in Niedersachsen, ihnen beimisst. Der Biotopwert eines Waldes ergibt sich zum Beispiel aus den Kriterien *Naturnähe*, *Vielfalt* und *Seltenheit*. Um den Biotopwert eines bestimmten Waldbestandes zu ermitteln, müssen diese drei Kriterien gewichtet werden.

Eine bekannte Methode zur Bestimmung relativer Zielpräferenzen ist der paarweise Vergleich nach Thurstone (1927)<sup>2</sup>. Dazu werden die Kriterien jeweils paarweise einander gegenübergestellt. Dadurch ergibt sich eine Anordnung von  $n(n-1)$  Paaren. Die in Tabelle 4.1-2 dargestellte Anordnung ist allerdings nicht optimal. Erstens genügt die Hälfte der Beurteilungen, zweitens ist die Anordnung der Paare zu regelmäßig, was nach Ross (1934) zu unerwünschten Wiederholungen bei der Beurteilung führt.

<i>Naturnäbe</i>	—	<i>Vielfalt</i>
<i>Naturnäbe</i>	—	<i>Seltenheit</i>
<i>Vielfalt</i>	—	<i>Seltenheit</i>
<i>Vielfalt</i>	—	<i>Naturnäbe</i>
<i>Seltenheit</i>	—	<i>Naturnäbe</i>
<i>Seltenheit</i>	—	<i>Vielfalt</i>

Tabelle 4.1-2. *Paarweiser Vergleich der drei Kriterien Naturnäbe, Vielfalt und Seltenheit zur Bestimmung des Biotopwertes nach Thurstone.*

Ross (1934) hat Tabellen für die optimale Anordnung von  $n$  Paaren erstellt (Tab. 4.1-3).

<b>N = 5</b>		<b>N = 9</b>		<b>N = 11</b>		
1-2	4-7	1-2	1-4	1- 2	4.1- 2	11- 9
4.1-3	4.1-6	9-3	3-5	11- 3	6-11	10- 1
4-1	1-3	8-4	2-6	10- 4	7-10	6- 5
3-2	2-4	7-5	9-7	9- 5	8- 9	7- 4
4-5	7-5	6-1	8-1	8- 6	1- 4	8- 3
1-3	6-1	3-2	4.1-4	7- 1	3- 5	9- 2
2-4	4-3	4-9	6-3	3- 2	2- 6	10- 1
4.1-1	4.1-2	4.1-8	7-2	4-11	11- 7	1- 6
3-4	6-7	6-7	8-9	4.1-10	10- 8	4.1- 7
2-5	1-4	1-3	1-5	6- 9	9- 1	4- 8
	3-5	2-4	4-6	7- 8	4.1- 4	3- 9
<b>N = 7</b>	2-6	9-5	3-7	1- 3	6- 3	2-10
	7-1	8-6	2-8	2- 4	7- 2	11- 1
1-2	4-5	7-1	9-1	11- 5	8-11	6- 7
7-3	3-6	4-3	4.1-6	10- 6	9-10	4.1- 8
6-4	2-7	4.1-2	4-7	9- 7	1- 5	4- 9
4.1-1		6-9	3-8	8- 1	4- 6	3-10
3-2		7-8	2-9	4- 3	3- 7	2-11
					2- 8	

Tabelle 4.1-3. *Optimale Anordnung der Paarelemente für unterschiedliche Anzahlen von Kriterien nach Ross (1934)*

Die Anordnung der Paarelemente erfolgt nach 2 Prinzipien:

<sup>2</sup> Engl. *law of comparative judgement*.

- a) Prinzip der *Gleichwertigkeit*: jedes Paarelement erscheint gleich häufig auf der rechten und auf der linken Seite der Vergleichstabelle;
- b) Prinzip des *maximalen Abstands*: Paare, die das gleiche Kriterium enthalten, sollen durch eine möglichst große Anzahl von Paaren getrennt sein, die dieses Element nicht enthalten.

Eine optimale, wenn auch triviale Anordnung der drei Kriterien ist in Tabelle 4.1-4 dargestellt.

Naturnähe	—	Vielfalt
Seltenheit	—	Naturnähe
Vielfalt	—	Seltenheit

Tabelle 4.1-4. Modifizierte Anordnung der Paarelemente zur Bestimmung des Biotopwertes.

Im Beispiel ergeben sich 3 Paare, die auf eine bestimmte Art angeordnet sind. Um eine Bewertung vornehmen zu können, empfiehlt sich eine Einigung auf eine Variablenbezeichnung, zum Beispiel:

$$V_{ij} = \text{der Wert von } Z_i \text{ in bezug auf } Z_j$$

$V_{ij}$  ist ein Maß für die Präferenz innerhalb eines Kriterienpaares  $(Z_i, Z_j)$ , das numerische Resultat des Paarvergleichs. Bei Verwendung der *Ordinalskala* wird eine Rangordnung erstellt. Gleichwertigkeit ist ausgeschlossen (vgl. Anwendung durch Marazzi, 1985).  $V_{ij}$  kann also nur zwei Werte annehmen:

$$V_{ij} = \begin{cases} 1, & Z_i \succ Z_j \\ 0, & \text{sonst.} \end{cases}$$

Die Ordinalskala erlaubt keine Gleichwertigkeit. Außerdem ist absolute Transitivität gefordert, eine Beschränkung, die der Entscheidungsträger nicht immer nachvollziehen kann. Wegen der eingeschränkten Verwendbarkeit der Ordinalskala wird der Verhältnisskala in der Praxis der Vorzug gegeben. Dabei wird  $V_{ij}$ , das numerische Resultat des Paarvergleichs, als das Verhältnis der Zielwerte ermittelt:

$$V_{ij} = \frac{v(Z_i)}{v(Z_j)}$$

Der Wert 2 würde z.B. bedeuten, dass  $Z_i$  zweimal so hoch eingeschätzt wird wie  $Z_j$ . Diese u. a. von Saaty (1980) verwendete Messskala erscheint intuitiv plausibel. Die allgemeine Form der Paarvergleichsmatrix ist in Abbildung 4.1-2 dargestellt.

$$\begin{bmatrix} 1 & v_{12} & \cdot & \cdot & v_{1n} \\ v_{21} & 1 & \cdot & \cdot & v_{2n} \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & \cdot \\ v_{n1} & v_{n2} & \cdot & \cdot & 1 \end{bmatrix}$$

Abbildung 4.1-2. Paarvergleichsmatrix bei Verwendung einer Verhältnisskala nach Saaty (1980).

Dabei gilt, dass  $V_{ij}$  der Reziprokwert von  $V_{ji}$  ist. Es werden also nur  $n(n-1)/2$  Paare beurteilt. Saaty's AHP erfreut sich seit etwa 20 Jahren zunehmender Beliebtheit in der nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen (Schmoltdt et al., 2001). In der Abbildung 4.1-3 wird die Bedeutung des Merkmals *Naturnähe* doppelt so hoch eingestuft wie die Bedeutung des Merkmals *Vielfalt*, während das Verhältnis der Merkmale *Naturnähe/Seltenheit* 8 beträgt. Der *Vielfalt* wird im Vergleich zur *Seltenheit* der 6-fache Wert zuerkannt.

$a_i$	8	6	4	2	1	1/2	1/4	1/6	1/8	$a_j$
Naturnähe				x						Vielfalt
Seltenheit								x		Naturnähe
Vielfalt		x								Seltenheit

Abbildung 4.1-3. Paarvergleich der Kriterien "Naturnähe", "Vielfalt" und "Seltenheit" unter Verwendung einer 9-Punkteskala nach Saaty (1980).

Die Auswertung der Paarvergleiche in einer Paarvergleichsmatrix ist beispielhaft in Tabelle 4.1-5 dargestellt. Wird in der Tabelle 4.1-5 die Summe der Zeilensummen auf eins normiert, erhält man den Eigenvektor mit den jeweiligen Eigenwerten. In weiterführenden Berechnungen würde für die Vergleichsmatrix zunächst der Eigenvektor zum größten Eigenwert  $\lambda_{max}$  näherungsweise berechnet. Zu diesem Zweck wird jede Zeilensumme der normierten Vergleichsmatrix in Tabelle 4.1-5 durch die Anzahl der Elemente je Zeile dividiert. Im Beispiel ergeben sich die Merkmalsfaktoren 0,59 für *Naturnähe*, 0,34 für *Vielfalt* und 0,07 für *Seltenheit*.

Kriterien	Paarvergleichsmatrix			Normierte Vergleichsmatrix			
	Naturnähe	Vielfalt	Seltenheit	Naturnähe	Vielfalt	Seltenheit	Summe
Naturnähe	1	2	8	0.615	0.631	0.533	1.779
Vielfalt	1/2	1	6	0.308	0.316	0.400	1.024
Seltenheit	1/8	1/6	1	0.077	0.053	0.067	0.197
Summe	1.625	3.167	15.00	1.000	1.000	1.000	3.000

Tabelle 4.1-5. Paarvergleichsmatrix und normierte Vergleichsmatrix bezüglich des Oberziels Gesamtbiotopwert.

Im Anschluss an die Bewertung der *Naturnähe*, *Vielfalt* und *Seltenheit* können bestimmte Waldbestände bezüglich ihrer Bedeutung für die übergeordneten Merkmale paarweise verglichen werden. Aus den resultierenden Wertfunktionen ergibt sich durch Aggregation mit den Merkmalsfaktoren für jeden Bestand ein Gesamtbiotopwert. Die Aggregation gilt nur für die Bestände, die beim Paarvergleich berücksichtigt wurden. Die Präferenzordnung kann sich ändern, sobald ein neuer Bestand zusätzlich berücksichtigt wird.

#### 4.14 Optimale Zielkombination

Neben der *AHP*-Methode gibt es weitere Ansätze der multikriteriellen Bewertung (s. dazu Pukkala, 2002; Kangas u. Kangas, 2002). Auch das Verfahren der *Linearen Optimierung* bietet häufig eine gute Möglichkeit zur Lösung komplexer Entscheidungsprobleme, besonders in Bezug auf die Lösung von Problemen der Flächennutzung. Dies soll an einigen Beispielen erläutert werden.

#### Beispiel: Zuweisung von Waldbauprogrammen in Nepal

Rautiainen (1999) entwickelte ein Modell für eine Waldregion in Nepal für die optimale Zuweisung unterschiedlicher Bewirtschaftungsprogramme für *Shorea robusta*-Wälder. Eine etwas vereinfachte Version dieses Modells soll das Prinzip erläutern. Die Daten für zwei Managementprogramme sind in Tab. 4.1-6 aufgeführt.

	Managementprogramm	
	A	B
Umtriebszeit (Jahre)	24	85
DGZ <sub>U</sub> (m <sup>3</sup> /Jahr/ha)	8.5	6.1
Stammholzertrag (m <sup>3</sup> /Jahr/ha)	0	4.8

Tabelle 4.1-6. Daten von zwei Bewirtschaftungsprogrammen für *Shorea robusta*-Wälder in Nepal (nach Rautiainen, 1999)

Die verfügbare Gesamtwaldfläche beträgt 10 000 ha, und das Ziel ist die optimale Nutzung dieser Fläche. Der durchschnittliche Gesamtzuwachs im Alter der Umtriebszeit (DGZ<sub>w</sub>) soll maximiert werden, unter der Bedingung, dass der Stammholzertrag mindestens 5000 m<sup>3</sup>/Jahr beträgt. Das Modell lautet also:

$$\max. DGZ_U = 8.5 A + 6.1 B$$

wobei A und B die gesuchten Flächen (ha) sind, in denen das Managementprogramm A bzw. B zur Anwendung kommen soll. Die zwei Beschränkungen lauten:

$$\text{Fläche:} \quad A + B = 10\,000 \text{ ha}$$



$$\text{Stammholzertrag: } 4.8 B \geq 6000 \text{ m}^3/\text{Jahr}$$

Die Stammholzbeschränkung und der maximale Holzertrag sind konkurrierende Ziele. Die Lösung kann mit Hilfe der Simplexmethode oder auch einfach grafisch ermittelt werden. Die Grafik in Abb. 4.1-4 zeigt den zulässigen Lösungsraum und die Isolinien der Zielfunktion.

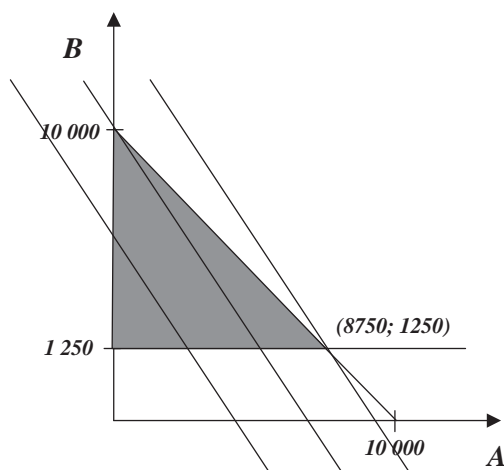


Abbildung 4.1-4. Zulässiger Lösungsraum für das *Shorea robusta* Problem mit zwei Beschränkungen und drei Isolinien mit gleichem Wert der Zielfunktion.

Bei der optimalen Flächenaufteilung - 8750 ha für Programm A und 1250 ha für Programm B - beträgt der Stammholzertrag genau  $6000 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ . Der maximale  $DGZ_U$  ist entsprechend  $82\,000 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ .

### Beispiel: Aufforstung in Wassereinzugsgebieten

In drei Wassereinzugsgebieten, die zu einem großen gemeinsamen Einzugsgebiet gehören, soll die landwirtschaftliche Nutzung wegen Überweidung und Erosion eingestellt und durch eine umweltfreundliche forstliche Nutzung ersetzt werden. Allerdings darf der Gesamtwasserertrag durch die im Rahmen der Aufforstung erwartete erhöhte Evapotranspiration nicht zu stark reduziert werden. Die Beziehung zwischen der Reduktion des Wasserertrages und dem Alter der Bäume ist für zwei Baumarten in Abb. 4.1-5 dargestellt.

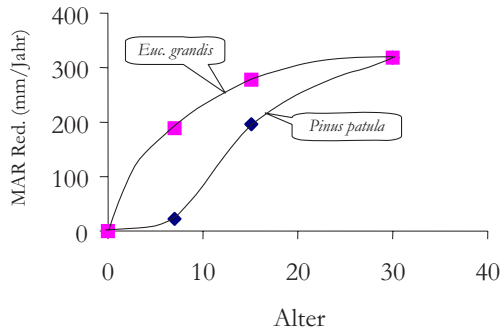


Abbildung 4.1-5. Beziehung zwischen Reduktion des Wasserertrages (MAR Red.) und dem Alter für zwei Baumarten (nach Bosch u. Gadow, 1990).

Die durchschnittliche jährliche Biomasseproduktion in den drei Einzugsgebieten (der DGZ) sowie der Abfluss vor und nach der Aufforstung sind in Tabelle 4.1-7 aufgeführt.

Gebiet	Fläche ha	$Q_u$ ( $m^3/ha$ )	$Q_p$ ( $m^3/ha$ )	DGZ ( $m^3/ha$ )
1	5.000	7.000	4.500	20
2	2.500	3.400	1.700	16
3	3.000	3.000	2.000	12

Tabelle 4.1-7. Werte der drei Wassereinzugsgebiete ( $Q_u$  = Wasserertrag vor der Aufforstung ( $m^3/ha$ ),  $Q_p$  = Wasserertrag nach der Aufforstung ( $m^3/ha$ ), DGZ = durchschnittliche jährliche Biomassenproduktion ( $m^3/ha$ )).

Da die Flächen ( $F_1$  bis  $F_3$ ) der Wassereinzugsgebiete 1 bis 3, die aufgeforstet werden können, weder größer als die jeweiligen Gesamtflächen noch negativ sein können, ergeben sich folgende Restriktionen:

$$\begin{aligned} 0 &\leq F_1 \leq \text{Gebiet 1} = 5000, \\ 0 &\leq F_2 \leq \text{Gebiet 2} = 2500 \text{ und} \\ 0 &\leq F_3 \leq \text{Gebiet 3} = 3000. \end{aligned}$$

Ein weiteres Ziel ist die Beschränkung der aufforstungsbedingten Reduktion des Wasserertrages. Der jährliche Wasserertrag aus dem gesamten Einzugsgebiet ( $Q$ ) darf durch die Aufforstungen höchstens um 10% reduziert werden. Dabei wird die folgende Beziehung unterstellt:

$$Q = Pg - Et$$

$Q$  ist der durchschnittliche jährliche Wasserertrag gemessen in  $m^3/ha$ .  $Q$  ist gleich der Differenz zwischen dem durchschnittlichen Jahresniederschlag ( $Pg$ ) und der durchschnittlichen jährlichen Evapotranspiration ( $Et$ ). Aus der Forderung, dass die bereitgestellte Wassermenge um nicht mehr als zehn Prozent sinken darf, ergibt sich die folgende Restriktion:

$$\sum_{i=1}^3 F_i \times Q_{pi} + \sum_{i=1}^3 (G_i - F_i) \times Q_{ui} \geq 0.9 \times \sum_{i=1}^3 G_i \times Q_{ui} .$$

Unter Berücksichtigung der Angaben in Tab. 4.1-6 lässt sich diese Beschränkung vereinfachen zu  $25 \cdot F_1 + 17 \cdot F_2 + 10 \cdot F_3 \leq 52500$ . Die Zielfunktion ergibt sich schließlich aus der Forderung nach der maximalen Holzproduktion als  $\sum_{i=1}^3 F_i \times DGZ_i \rightarrow \max$ . Das

Gleichungssystem lautet:

$$\begin{array}{l} \text{Fläche 1} \\ \text{Fläche 2} \\ \text{Fläche 3} \\ \text{Wasser} \\ \text{DGZ} \end{array} \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 1 \\ 25 & 17 & 10 \\ 20 & 16 & 12 \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} F_1 \\ F_2 \\ F_3 \end{bmatrix} \begin{array}{l} \leq 5000 \\ \leq 2500 \\ \leq 3000 \\ \leq 52500 \\ \rightarrow \max \end{array}$$

Der für die Berechnung der Lösung benutzte Programmtext lautet in *SAS* bzw. *Lindo*:

Programmtext in SAS	Programmtext in Lindo
<pre>DATA aufforst; INPUT _id_ \$ f1 f2 f3 _type_ \$ _rhs_; CARDS; flaeche1 :1 . .le 5000 flaeche2 . 1 .le 2500 flaeche3 . . 1 le 3000 wasser 25 17 10 le 52500 dgz 20 16 12 max . ; RUN; PROC LP; RUN;</pre>	<pre>max 20 P1 + 16 P2 + 12 P3 subject to Fläche1) P1 &lt; 5000 Fläche2) P2 &lt; 2500 Fläche3) P3 &lt; 3000 Redukt) 25 P1 + 17 P2 + 10 P3 &lt; 52500 END</pre>

Mit beiden Programmen erhält man die Lösung:  $F_1 = 0$ ,  $F_2 = 1323.5$  und  $F_3 = 3000$ . Eine Kontrollrechnung mit  $\sum_{i=1}^3 F_i \times Q_{pi} + \sum_{i=1}^3 (G_i - F_i) \times Q_{ui} \geq 0.9 \times \sum_{i=1}^3 G_i \times Q_{ui}$  ergibt die Lösung  $4725000 \geq 4725000$  (mm jährliche Wasserproduktion). Der jährliche *DGZ* beträgt  $57176.47\text{m}^3$  pro Jahr auf der gesamten Fläche; das entspricht einem durchschnittlichen *DGZ* von  $13.2\text{m}^3$  pro ha und Jahr auf den aufzuforstenden Flächen.

### Beispiel: Produktionsplanung in einem Zellstoffwerk

Ein Zellstoffwerk hat mittelfristig gesicherten Zugriff auf Laubholz und Nadelholzbestände. Drei Produkte können hergestellt werden: gebleichter Zellstoff aus Laubholz, gebleichter Zellstoff aus Nadelholz und ungebleichter *Kraft*-Zellstoff. Das System ist in Abb. 4.1-6 dargestellt

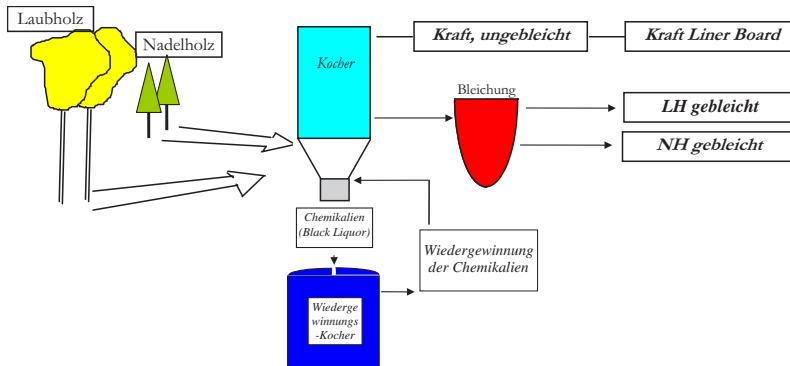


Abbildung 4.1-6. Produktionsprozess bei der Zellstoffherstellung.

Wir bezeichnen die jährlich produzierten (unbekannten) Tonnen gebleichten Zellstoff aus Laubholz, gebleichten Zellstoff aus Nadelholz und ungebleichten *Kraft*-Zellstoff mit *LH*, *NH* und *KR*. Der Rohstoffbedarf für die unterschiedlichen Produkte ist in Tab. 4.1-8 aufgeführt.

Zellstoff-Produkt	Reinertrag Euro/Tonne	Rundholz-Bedarf pro 1 Tonne Zellstoff
<i>LH</i>	10	2.5
<i>NH</i>	8	2.0
<i>KR</i>	5	1.3 Laub+0.7 Nadel

Tabelle 4.1-8 Rundholzbedarf für die Produkte *LH*, *NH* und *KR*.

Die Zielgröße ist der Reinertrag, der maximiert werden soll. Der jährliche Ertrag kann nicht unbeschränkt zunehmen, denn eine Beschränkung liegt im Rundholzangebot. Nur 300.000 Tonnen Laubholz und 1,2 Millionen Tonnen Nadelholz sind jährlich lieferbar. Daraus ergeben sich zwei Beschränkungsgleichungen.

Eine weitere Beschränkung betrifft den Kocher (*recovery boiler*), der Abfallstoffe verbrennt und bestimmte Chemikalien zur Wiederverwertung aufbereitet. Der Boiler ist pausenlos im Einsatz: 350 Tage pro Jahr, 24 Stunden täglich, also insgesamt 8.400 Stunden pro Jahr. 23,9 Boilerstunden werden benötigt für 1.000 Tonnen gebleichten Zellstoff (*LH* oder *NH*), nur 20,2 Stunden für 1.000 Tonnen ungebleichten *Kraft Liner*. 1 Tonne *LH* oder *NH* verbraucht also  $23,9/1.000=0,0239$  Boilerstunden., 1 Tonne *Kraft* verbraucht  $20,2/1.000=0,0202$  Boilerstunden. Es ergibt sich also eine Boilerzeit-Beschränkungsgleichung. Die optimale Produktmischung, unter Berücksichtigung der Zielfunktion und der Beschränkungen, kann mit Hilfe der Simplexmethode ermittelt werden.

Zahlreiche Beispiele aus der industriellen Fertigung, der Zuteilung begrenzter Ressourcen und der forstlichen Planung belegen, dass sich die Methoden der numerischen Optimierung besonders gut für die Lösung komplexer Probleme mit multiplen Zielsetzungen eignen. Diese

Verfahren kommen seit etwa 4 Jahrzehnten in vielen Regionen der Welt zum Einsatz. Erstaunlicherweise haben diese Methoden bisher in der mitteleuropäischen Forsteinrichtung kaum Beachtung gefunden.

## 4.2 Strategische Planung

Gegenstand der strategischen Planung auf der Ebene der Forstbetriebe ist die nachhaltige, mittel- und langfristige Steuerung der Waldentwicklung. Dazu gehören die Formulierung von Leitbildern und Zielkriterien, die Bestimmung von periodischen Nutzungsmengen und die Festlegung von Prinzipien der Waldbehandlung.

### 4.21 Waldentwicklungstypen

Eine Aufgabe der strategischen Planung besteht in der Systematisierung der Zielsetzungen, zum Beispiel durch die Darstellung langfristiger Waldbauziele. Strategische Ziele wurden bisher in Form von *Betriebszieltypen* (BZT, Borchers, 1966; Hessen, Baden-Württemberg, Niedersachsen, 1994, S. 10), *Produktionszieltypen* (PZT, Rheinland-Pfalz, Saarland, Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein), oder *Bestandeszieltypen* (Sachsen-Anhalt, 1993) definiert:

**Betriebszieltyp:** Eine waldbautechnische *langfristige* Zielsetzung für *Einzelbestände*. Die Wahl des BZT orientiert sich an standörtlichen, betriebswirtschaftlichen und forstpolitischen Kriterien.

**Produktionszieltyp:** Eine Zusammenfassung von Beständen mit gleicher Hauptwirtschaftsbaumart und gleichartiger Behandlung.

**Bestandeszieltyp** Eine Zusammenfassung von Beständen mit gleichen *Hauptbaumarten* und deren *Mischungsanteilen*, gleichem *Produktionsziel* (z.B. StKl 4+), *Produktionszeitraum* (Umtriebszeit) und *Standortstyp*. .

Nach Speidel (1972) werden die Betriebszieltypen durch diejenigen Merkmale umschrieben, die bei der Endbestockung erreicht werden sollen:

1. Aufbau der Bestände – z.B. gleichaltrig, ungleichaltrig, einschichtig,
2. Baumarten und deren Mischungsanteile,
3. Holzsorten – Zielsortimente, evtl. gegliedert nach Güte und Stärke.

In letzter Zeit hat sich auch der Begriff *Waldentwicklungstyp* (WET) durchgesetzt (Otto, 1994; Palmer, 1994; Perpeet, 2001). Waldentwicklungstypen sind definiert durch Ziele (Mischungsanteile, Produktionszeitraum, Zielsortimente) und teilweise auch durch Anweisungen zu deren Realisierung.

Palmer (1994) gibt eine anschauliche Darstellung der historischen und zukünftigen Entwicklung von Buchenwaldökosystemen, ausgehend vom Buchenurwald von einst bis hin zum zukünftigen Buchenwaldökosystem (Abb. 4.2-1). Das Buchenwaldökosystem wird als *Attraktor* bezeichnet. Darunter ist ein Zustand zu verstehen, der ein hohes Maß an Stabilität aufweist. Im Ungleichgewicht befindliche Systeme bewegen sich unabhängig von ihrem Ausgangszustand hin zu einem Attraktor-Endzustand, der ein hohes Maß an Ordnung bzw. ein geringes Maß an „Entropie“ aufweist.

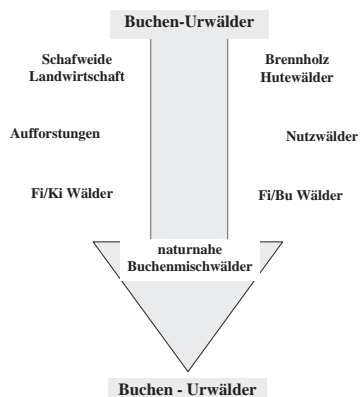


Abb. 4.2-1. Der Buchenurwald als Attraktor der Waldentwicklung (nach Palmer, 1994).

In Tabelle 4.2-1 sind exemplarisch und etwas vereinfacht die Beschreibungen von vier Waldentwicklungstypen für die Forstdirektion Tübingen in Baden-Württemberg aufgeführt. Jeder Waldentwicklungstyp wird einer regionalen Waldgesellschaft zugeordnet. Außerdem wird der Zielzustand definiert, sowie die Hiebsart im Alter und die Art der Verjüngung. Die Waldbauplanung wird eingeschränkt, wenn zusätzlich zu den Darstellungen der Leitbilder auch Hinweise zu deren Erreichung gegeben werden. Eine solche Vereinfachung lässt die vielfältigen Möglichkeiten der Fortentwicklung einer gegebenen Ausgangssituation außer acht. Erst die Analyse dieser vielfältigen Möglichkeiten verschafft Klarheit darüber, welche Alternative in Bezug auf die gesamtbetrieblichen Zielsetzungen optimal ist.

Best.Type	Regionale Waldgesellsch.	WE-Ziel	Hiebsart im Alter	Verjüng. art	Verjüng. zeitraum
Bu-Mischwälder Oberschwaben Bodensegebiet	submontane Bu-Wälder	Bu, sLb	ZD, Sch/Fe	N, (P)	20-60 J
nicht standortsge- rechte Fi-Bestände Schwäb. Alb	kontinental montane Bu- Wälder	Bu, sLb	Sch/Fe	V+N+P	10-30
nicht standortsge- rechte Fi-Bestände Neckarland	kolline Laub- mischwälder	Ei, Kir, Ah, Li (Bu)	K Störungsflächen	P	1
gleichaltrige TEi-Bu Wälder	submontane Bu-Ei-Wälder	Bu-betonte Laubmischw	TPL (E)	N	∞

Tabelle 4.2-1. Vier der insgesamt 21 WET für die Forstdirektion Tübingen, etwas vereinfacht nach Palmer (1996). Erklärung der Symbole: SLb = sonstige Laubbaumarten; K = Kahlschlag, Fe = Femelschlag, Sch = Schirmschlag, ZD = Zieldurchmesserernte, TPL = temporäre Plenterung; E = einzelbaumweise Nutzung nach d. Plenterprinzip; N=Naturverjüngung, P = Pflanzung auf Freifläche, ∞ = Dauerwald

Der *Waldentwicklungstyp* ist nach Perpeet (2001) in der Bundesforstverwaltung definiert als eine auf Dauerwald gerichtete Typisierung der Zielbestockung, die auf der Ebene des Anfangs, Zwischen- oder Schlusswaldes angesiedelt sein kann. Die Zielbestockung ist für den *WET* namensgebend. In Ausnahmefällen (z. B. bei Störungen) erfolgt eine lineare, von Pionierstadien des *WET* ausgehende Regelbeschreibung der Entwicklung zum Bestockungsziel. Das Beispiel in Abbildung 4.2-2 und Tabelle 4.2-2 zeigt den *Waldentwicklungstyp 21* in Anlehnung an ein Sukzessionsmodell aus dem Bereich mittlerer (Perlgras-) Buchenwälder mit einem waldbaulichen Detailproblem, dem Lochhieb (einer „Mini-Lichtung“ mit vergleichsweise rascher, trupp- bis gruppenweise Entnahme hiebsreifer Bäume).

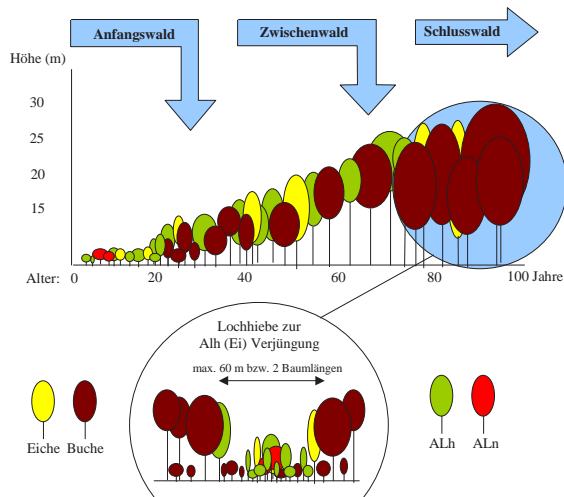


Abbildung 4.2-2. *Waldentwicklungstyp 21* (Bu 80%; ALh 20%): „Bu-Sammel-WET“

Potenziell natürliche Waldgesellschaften	Bestandesziel Bestandesdynamik	Verjüngungsverfahren
<ol style="list-style-type: none"> <li>1) Reiche bis mittlere Waldmeister- (i. SO), Perlgras- (i. NW) oder Seegras- (i. SW) (Kalk-) Buchenwälder (kollin bis submontan) auf Mull-Braunerden</li> <li>2) Waldgersten- (frische) und Seggen- (trockene) Buchenwälder auf Kalkverwitterungslehm.</li> <li>3) Flechten- und hochstaudenreiche, montane Bergahorn-Buchenwälder mit hoher Luft- und Bodenfeuchtigkeit.</li> </ol>	kleinflächiger Wechsel unterschiedlich vertikalstrukturierter Bestandseinheiten von hallenartig bis stufig; Mosaik der Optimalphase eher einförmig, maximal horstgroße Verjüngungen mit wechselnden ALh-Anteilen	Plenterartiger Lochhieb für ALh/qualitative Bu und bei mäßiger Qualität des Ausgangsbestandes. Bei homogenen Ausgangsbeständen auch femelarartige bzw. Gruppenplenterung.

Tabelle 4.2-2. *Geltungsbereich, Bestandesziel und Verjüngungsverfahren des Waldentwicklungstypes 21* (Bu 80%; ALh 20%): „Bu-Sammel-WET“ nach Perpeet (2001).

Die Bundesforstverwaltung in Deutschland betreut überwiegend militärisch genutzten Wald und betreibt, unter Beachtung der Wirtschaftlichkeit, naturnahen Schutzwaldbau. Die Festlegung



eines Waldentwicklungstyps orientiert sich am Standort (Abb. 4.2-3), an der potentiell natürlichen Waldgesellschaft und an den Waldfunktionen. Ein *WET* hat nach Perpeet als langfristig angelegtes Steuerungsinstrument eine richtungweisende „Leuchtturmfunktion“ mit vornehmlich strategischer Bedeutung. Jedem Bestandestyp wird ein *WET* zugeordnet. Angestrebt wird die Annäherung des gegenwärtigen Bestandestyps an den *WET*. Bei großer Abweichung eines Bestandes zum *WET* wird eine allmähliche konsequente Überführung vorgeschlagen. *WET*-Ökogramme zeigen die *Waldentwicklungstypen* im vegetationskundlichen Zusammenhang. Sie sind als allgemeine standortbezogene Bestimmungshilfen gedacht. Die relative Dominanz eines *Waldentwicklungstyps* wird in Abbildung 4.2-3 durch **Fett**-, Normal- bzw. *Kursivdruck* angedeutet. Die Grenzlinien erleichtern die Orientierung und Zuordnung, sind jedoch nicht bindend.

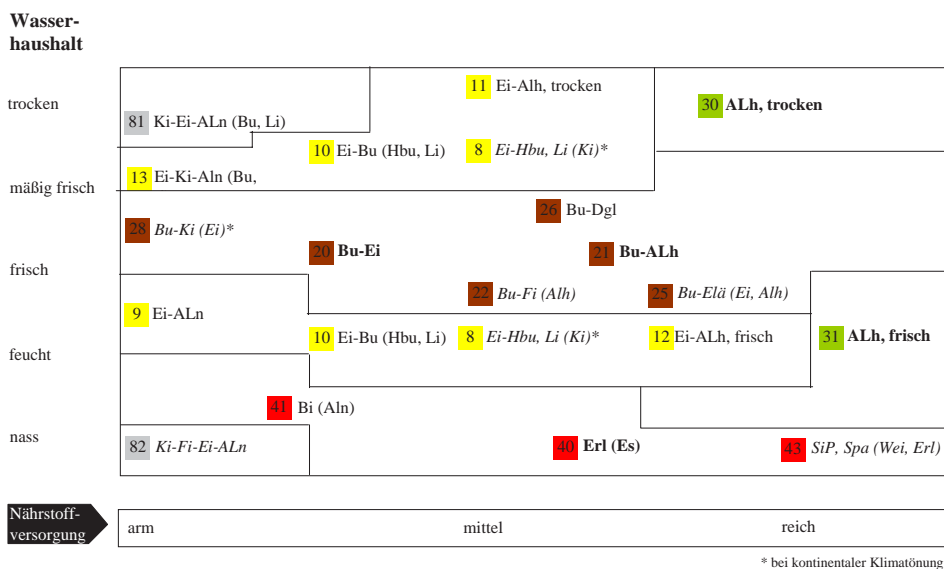


Abbildung 4.2-3. *WET*-Ökogramm für das Tief- und Hügelland nach Perpeet (2001, S. 78).

Die generellen Vorgaben der langfristigen ökologischen Waldbauplanung ermöglichen die großflächige Umsetzung bestimmter Vorstellungen über die optimale Waldentwicklung. Sie können wichtige Orientierungshilfen für mittelfristige Entscheidungen geben. Allerdings sollte bedacht werden, dass langfristige Planungen mit Unsicherheiten bezüglich der Marktentwicklung und der waldbaulichen Vorstellungen behaftet sind und dass Wälder als träge Systeme nicht nur ziel- sondern vor allem situationsorientierte Entscheidungen erfordern.

Die zunehmende Orientierung der strategischen Planung an der potentiell natürlichen Vegetation ist als Fortschritt der Forsteinrichtung in Mitteleuropa zu werten. Die wissenschaftlichen Erkenntnisse im Zusammenhang mit der geografischen Verbreitung natürlicher Waldökosysteme wurden von mehreren inhaltlich verwandten Disziplinen erarbeitet.

Besondere Anerkennung fanden die Untersuchungen von Ellenberg (1996), dessen Großgliederung der Waldvegetation in Mitteleuropa als ein Beispiel für ähnliche Untersuchungen gilt (Bohn et al., 2001).

Unter Mitteleuropa wird ein Bereich verstanden, wie er großenteils auf der Vegetationsübersicht in Abbildung 4.2-4 dargestellt ist. Dieser Bereich umfasst vor allem den Westen und Osten der Bundesrepublik Deutschland, aber auch Polen, Tschechien, die Slowakei, Österreich, die Schweiz und Luxemburg sowie Teile der angrenzenden Länder. Dieser zentrale Bereich Europas gehört der nördlichen gemäßigten Zone an.

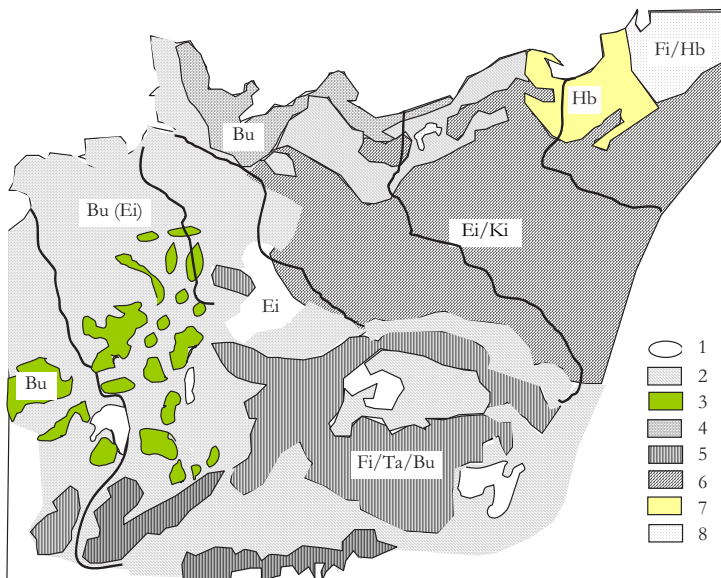


Abbildung 4.2-4. Naturnabe Großgliederung der Vegetation in Mitteleuropa (Ellenberg, 1996, S. 23).  
Schlüssel: 1 Trockengebiete unter 500 mm, Ei-Mischwald & Rotbuche; 2 Tiefen mit Rotbuche-Mischwald, z. T. Ei, Kiefer; 3 niedrige Mittelgebirge, Rotbuche ohne Nadelbäume; 4 Moränengebiete mit Rotbuche, kiefernarm; 5 Buchenwald-Berglagen mit Ta oder Fi; 6 Sandbodengebiete, Kiefer, z. T. mit Ei oder anderen Lb; 7 Laubmischwald mit viel Hainbuche; 8 wie 7, außerdem mit Fichte.

Das mitteleuropäische Klima zeichnet sich durch den Wechsel von einem mäßig warmen, frostfreien Sommer zu einem relativ kalten Winter aus, der für die Waldbäume monatelange Vegetationsruhe bedeutet. Die Gegensätze beider Jahreszeiten werden durch die Lage Mitteleuropas zwischen dem ozeanischen Westen und dem zunehmend kontinentalen Osten Europas so weit ausgeglichen, dass die Lufttemperaturen im Sommer selten 30°C übersteigen und im Winter nur ausnahmsweise unter minus 20°C sinken. Darüber hinaus bewirkt diese Lage, dass die Übergangszeiten im Frühling und Herbst verhältnismäßig ausgedehnt sind und die Wachstumsperiode entscheidend verlängern. Günstig für die Vegetation Mitteleuropas ist außerdem der Umstand, dass Niederschläge zu allen Jahreszeiten erwartet werden können.

Längere Dürre- und extreme Kälteperioden sind selten. Ein solches Klima fördert allgemein die natürliche Entwicklung der Waldvegetation (Ellenberg, 1996).

#### 4.22 Normalwaldmodell

Das Prinzip der *Nachhaltigkeit der Holzträge* auf Betriebsebene wird in der klassischen Forsteinrichtung vollständig in dem von Hundeshagen (1826) beschriebenen Normalwaldmodell realisiert. Der *Normalwald* verkörpert einen idealisierten Gleichgewichtszustand; es wird immer genau der Zuwachs geerntet, der stetig nach der Ernte wieder zuwächst. Alle Altersstufen sind mit gleicher Fläche vertreten, und die Wachstumsbedingungen sind überall gleich. Es herrscht also ein Gleichgewicht zwischen Vorrat, Nutzung und Zuwachs.

**Beispiel:** In einer Fichten-Betriebsklasse von 2.400 ha ist eine planmäßige Umtriebszeit  $u$  von 120 Jahren festgelegt. Die normale Altersstufenfläche beträgt  $f = \frac{F}{u} = 20 \text{ ha}$ , wobei  $F$  die Gesamtfläche des Betriebes bezeichnet. Die Normalfläche in jeder 20-jährigen Altersklasse beträgt somit  $20 \times 20 = 400 \text{ ha}$ .

Das Modell des Normalwaldes ist definiert durch die Umtriebszeit  $u$  und durch eine Ertragstafel, die die Vorratsentwicklung des verbleibenden Bestandes über dem Alter angibt. Die Summe der Zuwächse  $Z_1 \dots Z_u$  von Jahr 1 bis  $u$  ist gleich dem Erntevolumen im Alter  $u$ . Der End- (bzw. Haubarkeits-) vorrat  $m_u$  ist gleich dem durchschnittlichen Zuwachs des verbleibenden Bestandes  $DZ_u$  multipliziert mit  $u$ . Der normale Vorrat pro ha wird in der Regel mit  $V_u$  bezeichnet und beträgt  $m_u/2$ .

**Beispiel:** Für eine Fichtenbetriebsklasse von 1000 ha wurde eine Umtriebszeit von 100 Jahren festgesetzt. Das ergibt eine Normalfläche von  $\frac{1000}{100}(20) = 200 \text{ ha}$  pro 20-jähriger Altersklasse, dargestellt durch den Normalflächenblock in der Abbildung 4.2-5.

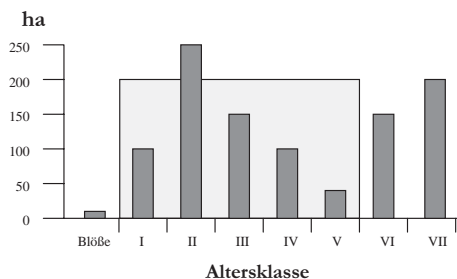


Abbildung 4.2-5. Normalflächenblock (schattierter Bereich) und Flächen 20-jähriger Altersklassen einer Fichtenbetriebsklasse; die Umtriebszeit beträgt 100 Jahre.

Die realen Altersklassenflächen sind durch die etwas dunkler gefärbten Balken dargestellt. Dieser Flächenvergleich ist eine der häufigsten Anwendungen des Normalwaldmodells in der forstlichen Praxis.

**Beispiel:** Die Altersklassenverteilung der Betriebsklasse *Fichte* in einem Forstbetrieb im Sauerland. Die Umtriebszeit beträgt 100 Jahre, die Betriebsfläche 846.5 ha. Aus den Angaben in Tabelle 4.2-3 ist ersichtlich, dass es sich um einen Aufbaubetrieb handelt.

Altersklasse		Normalfläche (ha)	Reale Fläche (ha)
Blöße		0.0	2.2
I	0-20	169.3	216.0
II	20-40	169.3	227.8
III	40-60	169.3	100.0
IV	60-80	169.3	139.1
V	80-100	169.3	81.5
VI	100-120	0	60.0
VII	120-140	0	19.9
Gesamt		846.5	846.5

Tabelle 4.2-3. Altersklassenvergleich der Betriebsklasse „Fichte“ mit Normalflächen und realer Altersklassenverteilung.

### Anwendungen in der Plantagenwirtschaft

Das Normalwaldmodell spielt heute noch eine gewisse Rolle für die langfristige Sicherung des Rohstoffbedarfs in der Zellstoffindustrie. Die Anwendung in der kommerziellen Plantagenwirtschaft ist nicht unüblich.

**Beispiel:** Im Südosten der USA werden die Investitionen für ein neues Zellstoffwerk geplant. Der jährliche Rundholzverbrauch des Zellstoffwerkes beträgt 400 000 cunits (etwa 1.5 Mio m<sup>3</sup>)<sup>1</sup>. Die jährliche Hiebsfläche, die dafür benötigte Gesamtfläche, der Vorrat, die Nutzungsrate und der DGZ<sub>u</sub> sind für unterschiedliche Umtriebszeiten in Tabelle 4.2-4 aufgeführt.

Für die Investitionsentscheidung ist die langfristige Sicherung des Rohstoffaufkommens wichtig. Wieviel Waldfläche muss angekauft bzw. mit langfristigen Nutzungsrechten belegt werden, um die Rohstoffzufuhr zu sichern? Um diese Frage beantworten zu können, wird ein Ertragsmodell benötigt (Tab. 4.2-4, Spalte 2). Mit Hilfe des Modells lassen sich einige grundsätzliche Fragen beantworten. Der Vorrat steigt mit steigender Umtriebszeit. Im Alter 20 beträgt der Vorrat 77.60 cunits/acre (558.7 m<sup>3</sup>/ha), im Alter 30 bereits 100.80 cunits/acre (725.8 m<sup>3</sup>/ha). Der DGZ erreicht ein Maximum im Alter 18. Bei einer Umtriebszeit von 18 Jahren wird der Flächenbedarf also minimiert.

<sup>1</sup> 1 cunit = 100 Kubikfuß  $\approx$  3.7 m<sup>3</sup>; 1 ha  $\approx$  2,4 acre.

Umtriebszeit (Jahre)	Vorrat (cunits/acre)	Jährl. Hiebsfläche (acres)	Gesamt-Waldfläche (acres)	Gesamt-Vorrat (cunits)	jährlich geerntet (% des Vorrats)	DGZ <sub>u</sub> (cunits/ac./Jahr)
(1)	(2)	(3) = 400 000/(2)	(4) = (1)*(3)	(5) = (2)/2*(4)	(6) = 100*(2)*(3)/(5)	(7) = (2)/(1)
6	4,80	83 333,3	500 000,0	1200000	33,3	0,80
8	16,64	24 038,1	192 304,5	1600000	25,0	2,08
10	29,10	13 745,7	137 457,0	2000000	20,0	2,91
12	40,80	9 803,9	117 647,1	2400000	16,7	3,40
14	52,22	7 660,0	107 239,8	2800000	14,3	3,73
16	61,60	6 493,5	103 896,1	3200000	12,5	3,85
18	70,20	5 698,0	102 564,1	3600000	11,1	3,90
20	77,60	5 154,6	103 092,8	4000000	10,0	3,88
22	84,26	4 747,2	104 439,0	4400000	9,1	3,83
24	90,24	4 432,6	106 382,7	4800000	8,3	3,76
26	94,90	4 215,0	109 589,0	5200000	7,7	3,65
28	98,56	4 060,2	113 636,4	5600000	7,1	3,52
30	100,80	3 968,3	119 047,6	6000000	6,7	3,36

Tabelle 4.2-4. Hypothetische Ertragstafel für Kiefernwälder im Süden des Staates Georgia auf einem wüchsigen Standort (Spalte 2, nach Clutter et al., 1983). Die jährliche Hiebsfläche und die dafür benötigte Gesamtwaldfläche, der Gesamtvorrat, die Nutzungsrate und der DGZ<sub>u</sub> sind für unterschiedliche Umtriebszeiten aufgeführt.

### Nachhaltshiebsatz

Die Bestimmung der nachhaltigen periodischen Nutzung mit Hilfe von Hiebsatzweisern hat eine lange Tradition und zählte bis etwa zur Mitte des 20. Jahrhunderts zu den wichtigsten Aufgaben der Forsteinrichtung. Grundlage der Hiebsatzbestimmung ist das *Normalwaldmodell*. Das Nutzungspotential wird neben dem Zuwachs vor allem durch den Vorrat bestimmt. Zuwachs und Vorrat liefern die Voraussetzungen für die Hiebsatzbestimmung mit Hilfe der klassischen Formelweiser nach Hundeshagen, Heyer, Gehrhardt und Breymann<sup>2</sup> (mit  $a$  = Ausgleichszeitraum wobei  $u/4 < a < u/2$ ):

Hundeshagen (1826)	$Hi = \frac{V_w}{V_n} \cdot DGZ_u$
Heyer (1841)	$Hi = \text{Zuwachs} + \frac{V_w - V_n}{a}$
Gehrhardt (1923)	$Hi = \frac{DGZ + LZ}{2} + \frac{V_w - V_n}{a}$
Breymann (1868)	$Hi = DGZ_u \cdot \frac{a_w}{(u/2)}$

<sup>2</sup> Weitere Details finden sich bei Speidel (1972).

Bei der Gehrhardt'schen Formel ist der Zuwachs gleich dem Mittelwert aus dem durchschnittlichen Gesamtzuwachs (DGZ) und dem laufenden Zuwachs (LZ). Beide Werte werden aus der Ertragstafel entnommen. Bei der Breymann-Formel wird der DGZ mit dem Verhältnis des realen zum normalen Flächendurchschnittsalter gewogen. Dabei ist

$$aw = \frac{\sum_{i=1}^n a_i \cdot f_i}{\sum_{i=1}^n f_i}$$

Einige Beispiele sollen die praktische Anwendung verdeutlichen.

**Beispiel:** Ein Auszug aus den Hauptergebnissen der Forsteinrichtung im Niedersächsischen Forstamt Bremervörde ist nachstehend aufgeführt.

	Eiche	Kiefer
<i>Lkl (m³/ha/J)</i>	6.3	7.5
<i>Fläche (ha)</i>	472.6	1054.8
<i>U (Jahre)</i>	220	140
<i>Vw (m³/ha)</i>	220	205
<i>Vn (m³/ha)</i>	313	289
<i>LZ (m³/ha/J)</i>	4.5	6.1
<i>DGZ (m³/ha/J)</i>	4.2	5.2

Berechnung:

	Eiche (m³/J/ha)	Kiefer (m³/J/ha)
<i>Gehrhardt</i>	$\frac{4.5 + 4.2}{2} + \frac{220 - 313}{45} = 2.28$	$\frac{6.1 + 5.2}{2} + \frac{205 - 289}{30} = 3.20$
<i>Hundeshagen</i>	$\frac{220}{313} \cdot 4.2 = 2.95$	$\frac{205}{289} \cdot 5.2 = 3.70$

**Beispiel:** Die folgende Tabelle ist ein Auszug aus den Hauptergebnissen der Forsteinrichtung für die Buchenbetriebsklasse im Göttinger Stadtwald (1990).

	Altersklasse									
	<i>Blöße</i>	<i>I</i>	<i>II</i>	<i>III</i>	<i>IV</i>	<i>V</i>	<i>VI</i>	<i>VII</i>	<i>VIII</i>	<i>Ges.</i>
<b>Ha</b>	0.2	4.4	46.0	139.9	101.0	233.3	221.5	180.6	0.7	927.5
<b>Alter</b>	0	19	36	51	72	90	110	131	149	92
<b>LKl</b>	7.0	6.3	7.4	7.9	7.9	7.6	7.4	6.8	5.0	7.4
<b>B°</b>		0.9	0.9	0.9	1.0	0.9	0.9	0.6	0.9	0.9
<b>m³</b>			1699	17040	25664	69683	74467	48088	726	237367
<b>LZ</b>			236	1146	1057	2120	1734	1034	10	7337

Berechnung:

$U = 140$  Jahre. Der DGZ<sub>u</sub> für die Leistungsklasse (Lkl) 7.4 beträgt  $6.2 \text{ m}^3/\text{J}/\text{ha}$ , der Normalvorrat  $254 \text{ m}^3/\text{ha}$  (der reale Vorrat beträgt  $237367/927.5 = 256 \text{ m}^3/\text{ha}$ ). Nach der Formel von Breymann ergibt sich  $H_i = \text{DGZ}_u \cdot \frac{a_w}{a_n} = 6.2 \cdot \frac{91.9}{70.0} = 8.1 \text{ m}^3/\text{J}/\text{ha}$  mit

$$a_w = \frac{0.2 \cdot 0 + 4.4 \cdot 19 + \dots + 0.7 \cdot 149}{927.5} = 91.9 \text{ Jahre}$$

Ursprünglich wurde für jeden Nachhaltsbetrieb eine strenge Nachhaltigkeit der Holzträge angestrebt. Als extremes Beispiel hierfür gelten die sog. *Massen-Fachwerks-Methoden*, bei denen in den verschiedenen Zeitperioden immer die gleiche Masse genutzt werden sollte (Hartig, 1804; Cotta, 1804).

Die strenge Nachhaltigkeit führte zu betriebswirtschaftlichen Verlusten, wenn z.B., nur um das Gleichmaß der Nutzung zu gewährleisten, nicht-hiebsreife Bestände vorzeitig genutzt wurden oder reife Altbestände nicht genutzt werden durften. Heute hat deshalb die *waldbauliche Einzelplanung* bei der Bestimmung des 10jährigen Hiebessatzes den Vorrang. Die Landesforstverwaltungen sind davon abgegangen, für jeden einzelnen Betrieb die strenge Nachhaltigkeit der Holzträge zu verlangen. Es ist realistischer, die Nachhaltigkeit regional zu sichern. Die strenge Nachhaltigkeit der Holzträge im Normalwaldmodell kann nur in einer angebotsorientierten, geregelten Marktwirtschaft realisiert werden (Abb. 4.2-6). Ist die Nachfrage hoch, kann diese nicht befriedigt werden, weil der Einschlag beschränkt ist. Ist sie gering, wird trotz finanzieller Verluste die normale Holzmenge am Markt abgesetzt. Ein inverses Angebotsverhalten liegt dann vor, wenn bei geringer Nachfrage eine erhöhte Menge abgesetzt wird, um die Einnahmen konstant zu halten.

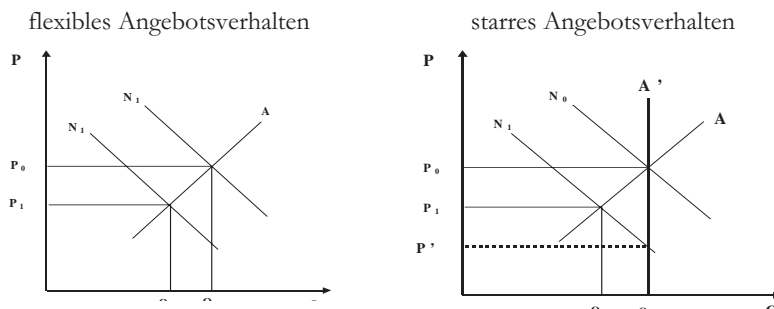


Abbildung 4.2-6. Nachfrage und Angebot im Marktmodell (in Anlehnung an Bergen, 2001).

Für marktfähige Güter wie Holz, die unter Konkurrenz gehandelt werden, gilt das Marktgleichgewicht. Die Marktmenge wird zu Marktpreisen gehandelt. Die tatsächliche Zahlungsbereitschaft für die Menge Holz  $Q_0$  ist der Preis  $P_0$  bei der Nachfragekurve  $N_0$ . Ändert

sich die Zahlungsbereitschaft, z.B. in Form der Nachfrage  $N_1$ , dann ergibt sich ein neues Marktgleichgewicht mit der Angebotsmenge  $Q_1$  und dem Preis  $P_1$ . Bei fixem Angebot (strenger Nachhaltigkeit der Holzerträge) wird außer Acht gelassen, dass die Nachfrage schwankt. Bei abnehmender Nachfrage und fixem Angebot sinkt der Preis stärker als bei flexiblem Angebot. Die starre Angebotsmenge führt zu einem drastischen Preisverfall.



Tafel 4.2-1. Besichtigung eines Douglasienbestandes in Oregon/USA durch das Exekutivkomitee der IUFRO im Jahre 2002; Erläuterungen durch R. Curtis (mit Mikrofon).

#### 4.23 Altersklassensimulation

Eine der einfachsten und ältesten Methoden der gesamtbetrieblichen Steuerung ist die *Altersklassensimulation*. Diese Methode, die häufig noch in Plantagenwäldern zur Anwendung kommt, basiert auf der Prognose zukünftiger Altersklassenverteilungen in Reaktion auf vorgegebene periodische Nutzungen. Die Methode wird am Beispiel einer hypothetischen *Eucalyptus grandis* - Plantage mit einer Gesamtfläche von 1000 ha erläutert. Die mit Hilfe einer



Ertragstafel ermittelten stehenden Vorräte der Altersklassen und die gegenwärtige Altersklassen-Flächenverteilung sind in der zweiten und dritten Zeile der Tabelle 4.2-5 aufgeführt.

Alter	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
m <sup>3</sup> /ha	0.0	16.0	35.4	55.5	75.7	95.7	115.3	134.3	152.7	170.5	187.5
ha vor	200	200	150	150	100	100	40	20	20	10	10
ha Ernte						63.4	40.0	20.0	20.0	10.0	10.0
m <sup>3</sup> Ernte						6068	4612	2686	3054	1705	1875
ha nach	200	200	150	150	100	36.6					
ha vor	163.4	200	200	150	150	100	36.6				

Tabelle 4.2-5. Eine Iteration der Altersklassensimulation am Beispiel einer hypothetischen Eucalyptus grandis-Plantage. Die Nutzungsmenge beträgt 20 000m<sup>3</sup>/Jahr.

Die Frage lautet: Welche Auswirkung auf die zukünftige Altersklassenverteilung hat ein bestimmter jährlicher Hiebsatz? Im Beispiel beträgt die Nutzungsmenge 20 000m<sup>3</sup>/Jahr. Im ersten Jahr werden die Altersklassen 7-11 vollständig geerntet. Die Nutzungsmenge der Altersklassen 7-11 ist gleich 1875+1705+3054+2686+4612=13932m<sup>3</sup>. Das noch zu nutzende Restvolumen beläuft sich auf (20 000) – (13 932) = 6068m<sup>3</sup>. Diesen Restbetrag liefert die sechste Altersklasse. In Altersklasse 6 werden genau 6068/95.7=63.4 ha geerntet. Die genutzte Fläche von insgesamt 163.4 ha wird verjüngt und der ersten Altersklasse zugeordnet.

**Beispiel:** Ein Waldbesitz in der Nordtürkei mit einer Flächenausdehnung von 1000 ha ist mit *Alnus glutinosa ssp. barbata* bestockt. Mit Hilfe einer Ertragstafel aus dem Vorlesungsskript von Batu (1995; Technische Universität Trabzon/Türkei) ist es möglich, die Vorräte für 10-jährige Altersklassen zu schätzen. Aufgabe: Berechne die Altersklassenverteilung am Ende der nächsten 10-Jahresperiode, in Reaktion auf die Nutzung von 80 000m<sup>3</sup> während der 10 Jahre, unter Verwendung der Angaben in der nachstehenden Tabelle.

	Alter								
	0	10	20	30	40	50	60	70	
m <sup>3</sup> /ha	0.0	72	246	379	482	568	641	706	<b>gesamt</b>
ha vor	150	250	200	200	100	80	20		1000,0

Abbildung 4.2-7 zeigt ein Flussdiagramm zur Beschreibung des Algorithmus der Altersklassensimulation. In Pseudocode kann der Algorithmus wie folgt beschrieben werden:

Nachdem das periodische Erntevolumen, der Hiebsatz  $H_i$ , bestimmt ist, wird für jede Altersklasse, beginnend bei der ältesten, und solange wie  $H_i > 0$ :

- der verfügbare Vorrat in der Akl berechnet. Der verfügbare Vorrat ist gleich der bestockten Fläche vor dem Hieb  $F_{vor}$  multipliziert mit dem Ertragstafelvolumen pro ha  $Vol$ .
- Überschreitet der Hiebsatz den verfügbaren Vorrat, so ist der gesamte verfügbare Vorrat der Akl gleich dem ausscheidenden Vorrat  $V_{aus}$ , und die ausscheidende Fläche  $F_{aus}$  gleich der verfügbaren Fläche vor dem Hieb  $F_{vor}$ . Die restliche bestockte Fläche nach dem Hieb ist gleich null.
- Überschreitet der Hiebsatz nicht den verfügbaren Vorrat, dann ist mehr Holz vorhanden als erforderlich, der Hiebsatz ist nur eine Teilmenge des verfügbaren Vorrats. Der ausscheidende Vorrat  $V_{aus}$  ist gleich dem Hiebsatz, und die ausscheidende Fläche  $F_{aus}$  gleich der Teil-Schlagfläche  $V_{aus}/Vol$ . Die restliche bestockte Fläche nach dem Hieb ist gleich der Fläche vor dem Hieb  $F_{vor}$  minus der ausscheidenden Fläche  $F_{aus}$ .

Für die Durchführung einer Altersklassensimulation eignen sich Tabellenkalkulationsprogramme besonders gut.

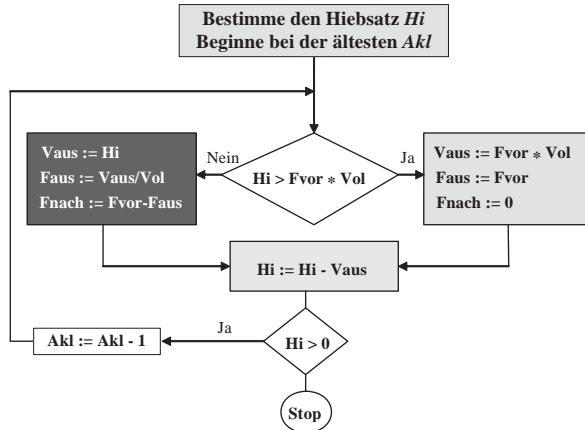


Abbildung 4.2-7. Flussdiagramm zur Beschreibung des Algorithmus der Altersklassensimulation.

Abbildung 4.2-8 zeigt beispielhaft die Entwicklung der Altersklassenverteilung in einer *Pinus radiata* Plantage in Reaktion auf unterschiedliche periodische Nutzungen.

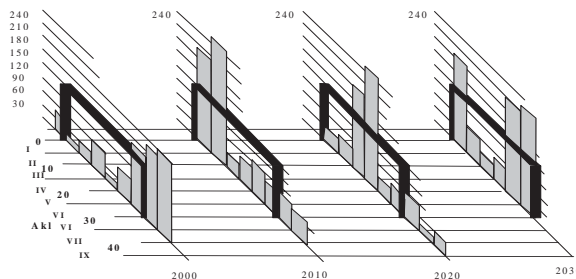


Abbildung 4.2-8. Entwicklung der Altersklassenflächen in einer *Pinus radiata* Plantage, in Reaktion auf die periodischen Nutzungen.

Das folgende Beispiel in Tab. 4.2-6 zeigt die Ergebnisse einer Simulation für einen Teil des Waldes von *Lissino* in der Nähe von *St. Petersburg*, Russland, nach Gurjanov u. Gadow (2005). Berücksichtigt werden in diesem Beispiel alle Kiefernbestände der 2. Bonität mit einer Gesamtfläche von 983,7 ha. Die Hauptnutzungsart ist der Kahlschlag. Durchforstungen werden fast überhaupt nicht durchgeführt.

Die Simulation wurde mit Hilfe einer Excel-Tabellenkalkulation durchgeführt. Die Entwicklung der Altersklassenverteilung in Reaktion auf Gesamtnutzungen von 70000, 80000 und 90000m<sup>3</sup> in drei 20-jährigen Perioden zeigt anschaulich die Auswirkungen einer bestimmten langfristigen Nutzungsstrategie auf die Flächenverteilung der Altersklassen.

	<i>Altersklasse</i>										gesamt	Nutzung m <sup>3</sup>
	1-20	21-40	41-60	61-80	81-100	101-120	121-140	141-160	161-180	181-200		
Vorrat, m <sup>3</sup> /ha	52	120	214	285	327	342	347	349	350	350		
<b>Periode 1</b>												
ha vor	8,7	76,2	91,2	79,8	41,8	100,3	483,1	75,0	20,5	7,1	983,7	<b>70000</b>
m <sup>3</sup> genutzt	0	0	0	0	0	0	34165	26175 <sup>3</sup>	7175	2485	70000	
ha genutzt	0	0	0	0	0	0	98,5	75	20,5	7,1	201,1	
ha nach	8,7	76,2	91,2	79,8	41,8	100,3	384,6	0	0	0	782,6	
<b>Periode 2</b>												
ha vor	201,1	8,7	76,2	91,2	79,8	41,8	100,3	384,6	0	0	983,7	<b>80000</b>
m <sup>3</sup> genutzt	0	0	0	0	0	0	0	80000	0	0	80000	
ha genutzt	0	0	0	0	0	0	0	229,2	0	0	229,2	
ha nach	201,1	8,7	76,2	91,2	79,8	41,8	100,3	155,4	0	0	754,5	
<b>Periode 3</b>												
ha vor	229,2	201,1	8,7	76,2	91,2	79,8	41,8	100,3	155,4	0	983,7	<b>90000</b>
m <sup>3</sup> genutzt	0	0	0	0	0	0	600	35005	54395	0	90000	
ha genutzt	0	0	0	0	0	0	1,7	100,3	155,4	0	257,4	
ha nach	229,2	201,1	8,7	76,2	91,2	79,8	40,1	0	0	0	726,3	
<b>Periode 4</b>												
ha vor	257,4	229,2	201,1	8,7	76,2	91,2	79,8	40,1	0	0	983,7	

Tabelle 4.2-6. Entwicklung der Altersklassenverteilung für den Wald von Lissino, in Reaktion auf Gesamtnutzungen von 70000, 80000 und 90000m<sup>3</sup> in drei 20-jährigen Perioden.

In Regionen, wo der Wald eine hohe wirtschaftliche Bedeutung besitzt, ist die Planung der nachhaltigen Holznutzung ein zentrales Thema der Waldforschung. Großflächiges Management, geringer Personalaufwand und einheitliche Standortbedingungen ermöglichen die Anwendung spezieller Methoden der Nutzungsplanung, die auf die räumliche, bestandesweise Orientierung verzichten. Die Methode der Altersklassensimulation eignet sich für Waldregionen mit homogenen Standortbedingungen und einheitlichen waldbaulichen Behandlungsprogrammen.

#### 4.24 Flächenänderungsmodelle

Eine gewisse Bedeutung bei der gesamtbetrieblichen Steuerung haben auch die sog. *Flächenänderungsmodelle*, die ihren Ursprung in der Wahrscheinlichkeitstheorie haben. Man unterscheidet Zustandswahrscheinlichkeiten und Übergangswahrscheinlichkeiten. Die Zustandswahrscheinlichkeit  $P_i(n)$  ist definiert als die Wahrscheinlichkeit, dass eine zufällig ausgewählte Flächeneinheit sich zum Zeitpunkt  $n$  im Zustand  $i$  befindet. Die Übergangswahrscheinlichkeit  $T_{ij}$  ist definiert als die bedingte Wahrscheinlichkeit, dass der Zustand  $i$  in den Zustand  $j$  übergeht, - dass  $j$  erreicht wird, vorausgesetzt, dass das System sich in

<sup>3</sup> Die Excel Formel für diese Zelle (Periode 1, zweite Zeile; Altersklasse 141-160) könnte z.B. lauten: =WENN(90000-7173,4-2485>349\*75;349\*75;90000-7173,4-2485), natürlich unter Angabe der Zellenadressen anstelle der Zahlenwerte.

i befindet. Im nachfolgenden Beispiel in Tabelle 4.2-7 ist die Zustandswahrscheinlichkeit definiert als die Wahrscheinlichkeit, dass sich eine zufällig ausgewählte Flächeneinheit auf der Landkarte in einem von drei definierten Zuständen befindet:  $P_1(0)$ ,  $P_2(0)$ ,  $P_3(0)$ .

			nach		
			<i>Wald</i> <b>0.2913</b>	<i>Landwirtschaft</i> <b>0.5184</b>	<i>Infrastruktur</i> <b>0.1903</b>
von	<i>Wald</i>	<b>0.29</b>	0.98	0.00	0.02
	<i>Landwirtschaft</i>	<b>0.54</b>	0.01	0.96	0.03
	<i>Infrastruktur</i>	<b>0.17</b>	0.01	0.00	0.99

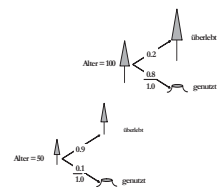
Tabelle 4.2-7. Zustands- und Übergangswahrscheinlichkeiten von drei Flächentypen vor und nach einem Zeitschritt.

Die neuen Zustandswahrscheinlichkeiten nach einem vorher definierten Zeitschritt sind gleich der Produktsumme aus den drei Ausgangszuständen und der betreffenden Spalte der Übergangswahrscheinlichkeiten:

$$\begin{aligned}
 P_{\text{Wald}}(1) &= 0.29(0.98)+0.54(0.01)+0.17(0.01) = 0.2913 \\
 P_{\text{Landw.}}(1) &= 0.29(0.0)+0.54(0.96)+0.17(0.0) = 0.5184 \\
 P_{\text{Infra}}(1) &= 0.29(0.02)+0.54(0.03)+0.17(0.99) = 0.1903
 \end{aligned}$$

Ein weiteres Beispiel soll die Anwendung der Flächenänderungsmodelle zur Darstellung der Waldentwicklung erläutern. Mit den Fernerkundungsdaten des Jahres 2000 stehen Informationen über Art und Umfang von Waldflächenänderungen in den Tropen aus zwei aufeinander folgenden Perioden (1980 bis 1990) und (1990 bis 2000) zur Verfügung, die mit vergleichbaren Methoden und auf der Basis von einheitlichen Definitionen erhoben worden sind. Kammesheidt (2002) stellt auf dieser Basis eine Flächenänderungsmatrix zusammen (Tab. 4.2-8). Die Fläche geschlossener und offener Wälder ist deutlich um jeweils etwa 10% zurückgegangen. Der starke Anstieg an *kurzyklischen Feld-Brachesystemen* und der leichte Rückgang an *Brachewäldern*, die nach einem langen Intervall wieder der landwirtschaftlichen Nutzung zugeführt werden, weist auf eine Intensivierung der Landwirtschaft hin. Der Anteil an *fragmentierten Wäldern* ist weitgehend unverändert geblieben, wohingegen *Strauchformationen* an Bedeutung verloren haben.

Zu den frühen methodischen Beiträgen im Bereich der Flächenänderungsmodelle (auch bekannt als stochastische Übergangsmodelle) gehören die Arbeiten von Rudra (1968) und Suzuki (1971). Für die gesamtbetriebliche Steuerung wurden Flächenänderungsmodelle bisher vor allem in Japan, aber auch in Osteuropa angewendet. Im schlagweisen Betrieb kann vereinfachend angenommen werden, dass es für einen Bestand nach einem diskreten Zeitschritt nur zwei erreichbare Zustände gibt: entweder werden die



Bäume geerntet und verjüngt oder sie wechseln in die nächsthöhere Altersstufe. Die Wahrscheinlichkeiten, mit denen diese Zustände erreicht werden, sind altersabhängig. Wenn wir zum Beispiel annehmen, dass in einem 50-jährigen Bestand ein Baum mit einer Wahrscheinlichkeit von 90 Prozent überlebt, und wenn es nämlich nur zwei Möglichkeiten gibt (überleben oder genutzt werden), dann beträgt die bedingte Wahrscheinlichkeit, dass der Bestand genutzt wird, 10 Prozent.

1981	2000							Gesamt 1981
	Geschlossene Wälder	Offene Wälder	Langzyklische Brachewälder	Fragmentierte Wälder	Strauchvegetation	Kurzzyklische Brachewälder	Andere Vegetationsklassen	
Geschlossene Wälder	0.88	0.01	0.01	0.02		0.02	0.06	1.00
Offene Wälder		0.88		0.04	0.01	0.01	0.05	1.00
Langzyklische Brachewälder	0.03		0.70	0.01		0.16	0.09	1.00
Fragmentierte Wälder	0.01	0.01		0.83	0.01	0.03	0.12	1.00
Strauchvegetation					0.80	0.01	0.17	1.00
Kurzzyklische Brachewälder	0.02	0.01	0.02	0.02		0.77	0.16	1.00
Andere Vegetationsklassen					0.01	0.01	0.97	1.00
<b>Gesamt 2000, Anteil von 1980</b>	<b>0.88</b>	<b>0.91</b>	<b>0.98</b>	<b>1.01</b>	<b>0.88</b>	<b>1.22</b>	<b>1.18</b>	

Tabelle 4.2-8. Tropenwald-Übergänge im Zeitraum 1981 bis 2000 nach Kammesbeidt (2002). Zeilensummen ergeben nicht immer genau 1.00 infolge von Rundungsfehlern<sup>4</sup>.

Im Fall eines 100-jährigen Bestandes könnten die entsprechenden Wahrscheinlichkeiten 0.2 und 0.8 betragen: Tabelle 4.2-9 zeigt beispielhaft dazu eine Altersklassen-Übergangsmatrix aus der Slowakischen Republik mit den Überlebenswahrscheinlichkeiten von Fichten-Tannen-Buchen-Wäldern unterschiedlichen Alters.

Akl	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	0	1								
2	0		1							
3	0			1						
4	0				1					
5	0.005					0.995				
6	0.115						0.885			
7	0.020							0.980		
8	0.055								0.945	
9	0.040									0.960
10	1									

Tabelle 4.2-9. Übergangsmatrix für Fichten/Buchen/Tannen-Wälder nach Kolenka et al. (1996).

<sup>4</sup> Unter einem *fragmentierten Wald* wird ein Mosaik aus Wald und Nicht-Waldflächen verstanden, in der der Wald einen Anteil von 10 bis 70% an der Gesamtfläche einnehmen kann. Der Typ *kurzzyklische Brachewälder* umfasst ein Mosaik aus unterschiedlich alten Sekundärwäldern und landwirtschaftlichen Flächen (30 bis 50% der Gesamtfläche). Bei *langzyklischen Brachewäldern* beträgt der Anteil der kultivierten Fläche 5 bis 30%.

Bei der Übergangswahrscheinlichkeit handelt es sich um die Wahrscheinlichkeit, dass eine Altersklasse  $i$  während eines diskreten Zeitschrittes, dessen Dauer genau einer Altersklassenspanne entspricht, ohne natürliche Schäden, die eine Wiederverjüngung erforderlich machen würden, in die nächsthöhere Altersklasse  $i+1$  überwechselt.

Flächenänderungsmodelle können theoretisch auch für die Prognose der Veränderung von räumlichen Mustern bzw. Waldtypen oder Straten eingesetzt werden, wenn entsprechende empirische Informationen vorliegen. Die Abbildung

rechts zeigt schematisch die Flächenverteilung in einem Wald mit 12 Beständen, die durch unterschiedliche Zustände charakterisiert sind (die unterschiedlichen Schattierungen können sich auf Altersklassen, Stärkeklassen oder Mischungstypen beziehen). Der Zustandsvektor ist durch unterschiedliche Schattierungen charakterisiert und beträgt im Beispiel:

4	1	2	3
4	1	4	4
2	3	3	2

$P_1(0)=2/12$ ;  $P_2(0)=3/12$ ;  $P_3(0)=3/12$ ;  $P_4(0)=4/12$ . Die erwartete Veränderung der räumlichen Muster wird durch das natürliche Wachstum, durch forstliche Eingriffe und durch Störungen bestimmt.

#### 4.25 Nutzungsplanung auf der Basis von Stärkeklassen

In den Bereich der strategisch-regionalen Steuerung gehört auch das sog. *Stärkeklassenverfahren*, das auf der Herleitung von Einwuchs- und Ausscheidungsraten für unterschiedliche Stärkeklassen aus der Wiederholungsaufnahme einer permanenten Betriebsinventur basiert. Mit Hilfe von Übergangswahrscheinlichkeiten und Entnahmeraten kann die Verteilung der Stärkeklassen in Reaktion auf eine bestimmte Nutzungsstruktur hergeleitet werden (Waldherr, 1995; Obergföll, 1997; Mai, 2001). Die Fortschreibung einer Durchmesserverteilung innerhalb eines diskreten Zeitintervalls kann wie folgt beschrieben werden:

$$\begin{bmatrix} f'_1 \\ f'_2 \\ f'_3 \\ \cdot \\ \cdot \\ f'_m \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} a_1 & 0 & \dots & 0 \\ b_1 & a_2 & \dots & 0 \\ 0 & b_2 & \dots & 0 \\ \cdot & \cdot & \dots & \cdot \\ \cdot & \cdot & \dots & \cdot \\ 0 & \dots & a_m & \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} f_1 + C \\ f_2 \\ f_3 \\ \cdot \\ \cdot \\ f_m \end{bmatrix}$$

wobei

- $C$  = Einwuchs: die Anzahl der Bäume, die in die kleinste BHD-Klasse einwachsen
- $f$  = Anzahl der Bäume, die sich zum Zeitpunkt  $t$  in der Durchmesserklasse  $i$  befinden
- $a_i$  = Wahrscheinlichkeit, dass ein Baum in der Klasse  $i$  verbleibt
- $b_i$  = Wahrscheinlichkeit, dass ein Baum aus der Klasse  $i$  in die nächsthöhere Klasse wechselt
- $f$  = Anzahl der Bäume, die sich zum Zeitpunkt  $t+1$  in der Durchmesserklasse  $i$  befinden

Bei erwarteter Mortalität ist die Spaltensumme geringer als 1, bei Einwuchs in die geringste Durchmesserklasse ist sie größer als 1. Der als Übergang bezeichnete Wechsel der Bäume aus einer Durchmesserklasse in die nächsthöhere ist wie folgt definiert:

$$b_i = \frac{\text{mittlerer Durchmesserzuwachs in der } i\text{-ten Klasse (cm)}}{\text{Klassenbreite der Durchmesserstufen (cm)}}$$

Aus der Wiederholungsaufnahme einer permanenten Waldinventur hat Mai (2001) die durchschnittlichen Einwuchs- und Ausscheidungsraten und den Zuwachs der verbleibenden Bäume für einzelne Stärkeklassen geschätzt. Auf der Basis dieser Schätzungen wurde die Vorratsstruktur für den Bayerischen Staatswald in Reaktion auf unterschiedliche Nutzungsvarianten ermittelt (Abb. 4.2-9).

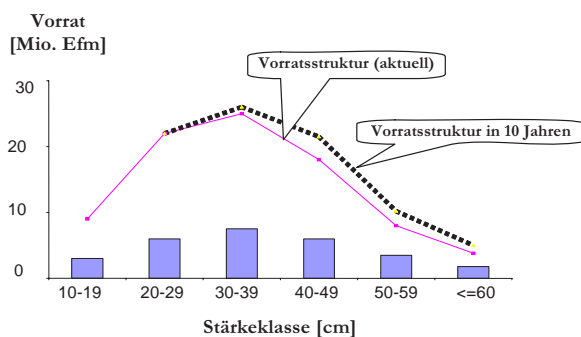


Abbildung 4.2-9. Aktuelle und prognostizierte Vorratsstruktur für den Bayerischen Staatswald und die Nutzungen, dargestellt durch die Säulen in den unterschiedlichen Stärkeklassen, einer simulierten Nutzungsvariante (Mai, 2001).

Zu den frühen theoretischen Beiträgen zum Thema der Nutzungsplanung auf der Basis von Stärkeklassen gehören u. a. die Arbeiten von Moser (1974) und Sloboda (1976). Ein Beispiel neueren Datums ist der Ansatz von Kolström (1992) für ungleichaltrige Fichtenbestände in Finnland. Häufig wird der Durchmesserzuwachs über den Durchmesser geschätzt, wie z. B. in Abbildung 4.2-10 dargestellt.

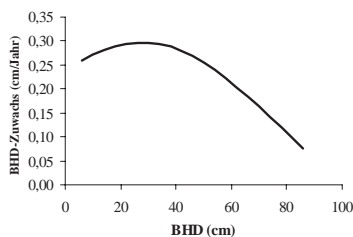


Abbildung 4.2-10. Schätzung des Durchmesserzuwachses über den Durchmesser für die Baumart *Shorea robusta* in Nepal nach Rautiainen (1999)

Ein entsprechendes Optimierungsmodell zur Bestimmung des optimalen Gleichgewichtszustandes eines ungleichaltrigen Waldes lautet:

$$\max ZV = \sum h_i \cdot v_i, \text{ mit den Beschränkungen}$$

$$f_i = b_{i-1} \cdot (f_{i-1} - h_{i-1}) + a_i \cdot (f_i - h_i) \text{ und } f_i - h_i \geq 0$$

Das Ziel ist die Maximierung der Gesamtnutzung während einer 10-jährigen Planungsperiode. Mit  $h_i$  ( $i=1..m$ ) wird die Anzahl der Bäume bezeichnet, die in der Durchmesserklasse  $i$  eines im (Plenter-) Gleichgewicht befindlichen Waldes genutzt werden; mit  $v_i$  das Volumen eines Baumes in der  $i$ -ten Klasse. Als Ergebnis wird die Nutzungsmenge bestimmt, die diese Funktion maximiert und gleichzeitig den Beschränkungen genügt, die sich aus der Übergangsmatrix und den Gleichgewichtsbedingungen ergeben. Im Gleichgewichtszustand ergibt sich für jede Durchmesserklasse die Beschränkung  $f_i = b_{i-1} \cdot (f_{i-1} - h_{i-1}) + a_i \cdot (f_i - h_i)$ . Außerdem kann die Anzahl der genutzten Bäume nicht größer sein als die Anzahl der verfügbaren Bäume, also lautet eine weitere Beschränkung:  $f_i - h_i \geq 0$ . Ein Beispiel eines solchen Matrix-Modells für ungleichaltrige Wälder der Baumart *Shorea robusta* in Nepal ist in Tabelle 4.2-10 dargestellt.

	Durchmesserklassenmitte (cm)																					
	6		10		14		18		22		26		30		34		38		42			
Variable	f1	h1	f2	h2	f3	h3	f4	h4	f5	h5	f6	h6	f7	h7	f8	h8	f9	h9	f10	h10		
Max Z		0.01		0.04		0.1		0.2		0.3		0.5		0.7		0.9		1.2		1.5	max	
	-1.6	0.6	-2.4	2.4	-4.6	4.6	-7.6	7.6	-11.4	11.4	-15.9	15.9	-21.2	21.2	-27.2	27.2	-34	34	-41.6	41.6	>=10000	
h2		0.2	-0.2	-0.7	0.3																=0	
h3		0.07	-0.07	0.24	-0.24	-0.67	-0.33														=0	
h4		0.02	-0.02	0.09	-0.09	0.27	-0.27	-0.65	-0.35												=0	
h5				0.02	-0.02	0.09	-0.09	0.27	-0.27	-0.65	-0.35										=0	
h6						0.02	-0.02	0.1	-0.1	0.32	-0.32	-0.52	-0.48								=0	
h7							0.02	-0.02	0.11	-0.11	0.36	-0.36	-0.52	-0.48							=0	
h8								0.02	-0.02	0.12	-0.12	0.36	-0.36	-0.52	-0.48						=0	
h9									0.02	-0.02	0.12	-0.12	0.36	-0.36	-0.52	-0.48					=0	
h10											0.02	-0.02	0.12	-0.12	0.36	-0.36					=0	
h1≤f1	1	-1																			>=0	
h2≤f2			1	-1																	>=0	
h3≤f3					1	-1															>=0	
h4≤f4							1	-1													>=0	
h5≤f5									1	-1											>=0	
h6≤f6											1	-1									>=0	
h7≤f7													1	-1							>=0	
h8≤f8															1	-1					>=0	
h9≤f9																	1	-1			>=0	
h10≤f10																			1	-1		>=0

Tabelle 4.2-10. Beispiel eines Matrix-Modells für ungleichaltrige Wälder der Baumart *Shorea robusta* in Nepal nach Rautiainen (1999);  $h_i$  = Anzahl der Bäume, die in der  $i$ -ten Klasse im Gleichgewichtszustand genutzt werden,  $f_i$  = beobachtete Häufigkeit in Klasse  $i$ .

Dieser Ansatz ist theoretisch interessant, hat aber angesichts der realen Vielfalt der Waldstrukturen und der Kritik, die sich prinzipiell gegen die Schaffung und den Erhalt eines künstlichen und statischen Gleichgewichtes richtet, kaum praktische Bedeutung (s. Mitscherlich, 1952; Cancino u. Gadow, 2002).



#### 4.26 Die „Bucketfill“-Methode

In Plantagenwäldern wird die nachhaltige Nutzungsmenge häufig mit Hilfe der sog. *Bucketfill*-Methode bestimmt. Bei der *Bucketfill*-Methode wird zunächst das periodische Erntevolumen, die Größe des „Eimers“, der mit Erntemengen aus unterschiedlichen Beständen gefüllt werden soll, vorgegeben. Danach werden die Bestände nach der Nutzungsdringlichkeit sortiert und geerntet, bis die geplante periodische Nutzungsmenge erfüllt ist. Abbildung 4.2-11 zeigt ein Flussdiagramm zur Erläuterung der *Bucketfill*-Bestandessimulation innerhalb einer Periode.

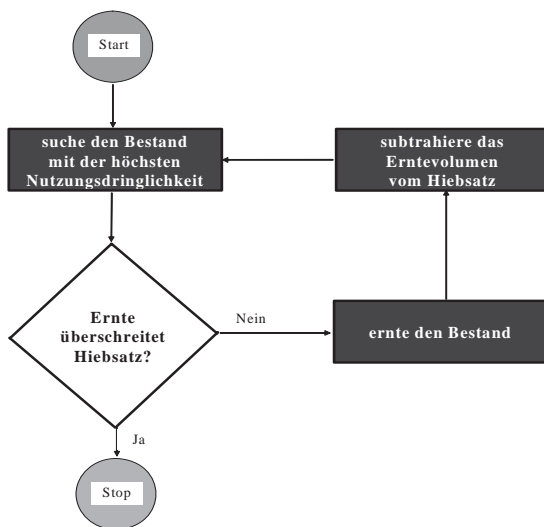


Abbildung 4.2-11. Flussdiagramm der „Bucketfill“-Bestandessimulation.

Zunächst wird geprüft, ob die Nutzung des Bestandes mit der höchsten Nutzungsdringlichkeit den Hiebsatz überschreitet. Ist dies nicht der Fall, wird der Bestand geerntet. Das Erntevolumen wird vom periodischen Hiebsatz subtrahiert. Danach wiederholt sich der Ablauf für den Bestand mit der nächsthöheren Nutzungsdringlichkeit, bis der Hiebsatz erfüllt ist. Der Begriff *Nutzung* beinhaltet nicht nur End-, sondern auch Vornutzungen. Wenn der Hiebsatz für eine Hiebsperiode erfüllt ist, wird in jedem Bestand der periodische Zuwachs zum Vorrat addiert, bevor die Simulation in der nächsten Periode beginnt. Ein Beispiel ist in Tab. 4.2-11 aufgeführt. Die rechnerische Umtriebszeit beträgt 35 Jahre, die nachhaltige jährliche Nutzung ist auf 700m<sup>3</sup> (+- 70m<sup>3</sup>) festgelegt. Der Vorrat im Alter  $t$  wird mit der folgenden Funktion geschätzt:

$$V = 7.2 \cdot \left\{ 0.043 \cdot 65^{1.7} \cdot \left( 1 - 1.058 \cdot e^{-0.0082 \cdot t \cdot 1000^{0.349}} \right) \right\}^{3.187}$$

Entsprechend beträgt der geschätzte Normalvorrat  $V_n = 324.8/2 = 162,4 \text{ m}^3/\text{ha}$ , und der  $DGZ_u = 324,8/735 = 9,28 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{J}$ .

1	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N
2				vor Nutzung				vor Nutzung				vor Nutzung		
3	Abt	ha		Alter	vol	Ernte		Alter	vol	Ernte		Alter	vol	Ernte
4	1	8,0		7	221,6			8	309,2			9	407,8	
5	2	7,8		8	301,5			9	397,6			10	501,9	
6	3	3,8		20	784,1			21	829,8			22	873,0	
7	4	4,6		28	1309,8			29	1342,6			30	1373,1	
8	5	1,5		35	487,2	487,2		1	0,0			2	0,6	
9	6	4,8		27	1329,9			28	1366,8			29	1401,0	
10	7	3,1		22	712,1			23	745,4			24	776,7	
11	8	1,2		31	365,5			32	372,3			33	378,6	378,6
12	9	6,2		15	855,1			16	945,7			17	1033,9	
13	10	8,0		9	407,8			10	514,8			11	628,0	
14	11	2,1		32	651,6			33	662,6	662,6		1	0,0	
15	12	5,3		5	57,9			6	97,4			7	146,8	
16	13	2,1		17	350,2			18	379,1			19	406,8	
17	14	1,5		14	184,6			15	206,9			16	228,8	
18	15	0,8		33	252,4	252,4		1	0,0			2	0,3	
19	16	2,1		11	164,8			12	195,6			13	227,0	
20	17	2,3		7	63,7			8	88,9			9	117,2	
21	18	0,8		30	238,8			31	243,7			32	248,2	248,2
22	19	2,7		26	725,8			27	748,1			28	768,8	
23	20	1,3		29	379,4			30	388,0			31	396,0	
24		70,0			9844,0	739,6			9834,5	662,6			9914,4	626,8

Tab. 4.2-11. Beispielhafte Anwendung der Bucketfill-Methode für einen Forstbetrieb mit 20 Beständen. In den Spalten A, B und D des Excel-Arbeitsblattes sind die Grunddaten aufgeführt.

Bei der *Bucketfill*-Methode ist die Maßnahmenfolge automatisch durch das System bestimmt. Ein Eingriff findet statt, wenn Holz benötigt wird, und nicht, weil der Eingriff waldbaulich notwendig oder erwünscht ist. Das Verfahren ist beliebig einzusetzen. Auf mitteleuropäische Verhältnisse übertragen, käme es bei der vor allem darauf an, die Bestände nach der Hiebsdringlichkeit zu sortieren. Anstelle des Alters wären Faktoren wie z.B. die waldbauliche Notwendigkeit und die gegenwärtige Nachfrage nach bestimmten Sortimenten zu berücksichtigen.

#### 4.27 Optimierung auf Betriebsebene

Zur Lösung von Problemen der Zuteilung knapper Ressourcen für die Erzeugung konkurrierender Produkte bietet sich die Methode der *linearen Programmierung* an. Bei der gesamtbetrieblichen Steuerung werden Nutzungsalternativen mit Hilfe einer Zielfunktion bestimmt. Zusätzlich werden lineare Beschränkungen formuliert. Seit etwa drei Jahrzehnten gibt es zahlreiche ähnliche Anwendungen der linearen Programmierung bei der gesamtbetrieblichen Steuerung.

Der Einsatz der linearen Programmierung bei der gesamtbetrieblichen Steuerung soll anhand eines mit der Baumart *Eucalyptus grandis* bestockten hypothetischen Plantagenwaldes erläutert werden (vgl. Buongiorno u. Gilles, 1987).

**Beispiel:** Die Gesamtfläche eines hypothetischen Waldes beträgt 150 ha. 100 ha wurden vor 7 Jahren gepflanzt, die Bonität beträgt 22 (22,0m Oberhöhe im Alter 20). 50 ha wurden vor 3 Jahren gepflanzt, die Bonität beträgt 24.5. Der Eigentümer möchte den Rundholzertrag während der nächsten 5 Jahre maximieren. Zur Entscheidungsfindung wird ein Modell benötigt, mit dessen Hilfe der alters- und bonitätsabhängige Vorrat geschätzt werden kann. Die folgende Funktion erfüllt diese Bedingung:

$$GWL(m^3 / ha) = e^{2.83+0.151 \cdot Bon_{20}} \cdot [1 - e^{-0.055 \cdot (t-1)}]^{1.19} \quad 4.2-1$$

Gleichung (4.2-1) schätzt den Vorrat für eine gegebene Bonität im Alter  $t$ . Für jede der zwei Bonitäten kann nun eine Ertragstafel erstellt werden (Tab 4.2-12). In unserem Beispiel bezeichnen wir mit  $X_{ij}$  die Fläche (ha) der ursprünglichen Altersklasse  $i$  ( $i=1..n$ ), die in der Periode  $j$  ( $j=1..m$ ) genutzt wird. Bei zwei ursprünglichen Altersklassen und 5 Ernteperioden ergeben sich 10 Variablen, nämlich  $X_{31}, X_{32}, \dots, X_{75}$ . Weiterhin wird mit  $V_{ij}$  das Volumen pro ha in der Altersklasse  $i$  und der Nutzungsperiode  $j$  bezeichnet. Das gesamte Erntevolumen während einer bestimmten Nutzungsperiode ist eine lineare Funktion der eingeschlagenen Flächen: Erntevolumen =  $72.9X_{31} + 99.4X_{32} + \dots + 183.5X_{75}$ . Dieses Volumen soll maximiert werden.

Alter	Bon <sub>20</sub> = 22.0		Bon <sub>20</sub> = 24.5	
	Vorrat (m <sup>3</sup> /ha)	DGZ (m <sup>3</sup> /ha)	Vorrat (m <sup>3</sup> /ha)	DGZ (m <sup>3</sup> /ha)
1	0.0	0.000	0.0	0.000
2	14.4	7.205	21.0	10.509
3	31.8	10.611	46.4	15.477
4	49.9	12.487	72.9	18.215
5	68.1	13.630	99.4	19.881
6	86.1	14.355	125.6	20.939
7	103.7	14.818	151.3	21.614
8	120.8	15.104	176.2	22.031
9	137.4	15.265	200.4	22.267
10	153.4	15.336	223.7	22.370
11	168.7	15.339	246.1	22.374
12	183.5	15.290	267.6	22.303
13	197.6	15.202	288.3	22.174
14	211.2	15.083	308.0	22.000
15	224.1	14.940	326.9	21.792

Tabelle 4.2-12. Ertragstafel für die zwei Bonitäten des Beispielbetriebes.

Außerdem werden zwei Beschränkungen definiert. Für jede Altersklasse gilt nämlich:

$$\begin{aligned} X_{31} + X_{32} + X_{33} + X_{34} + X_{35} &= 50 \\ X_{71} + X_{72} + X_{73} + X_{74} + X_{75} &= 100. \end{aligned}$$

Schließlich verlangt der Eigentümer eine Nachhaltigkeitsbeschränkung. Das Erntevolumen in der Nutzungsperiode  $j+1$  soll die Ernte in der Nutzungsperiode  $j$  um genau 2% überschreiten. Für die

Periode 2 lautet diese Beschränkung zum Beispiel [Volumen geerntet in 2]=[1.02(Volumen geerntet in 1)], genauer:

$$99.4X_{32} + 137.4X_{72} = 1.02(72.9X_{31} + 120.8X_{71}).$$

Die Umtriebszeit wurde für beide Bonitäten auf 10 Jahre festgelegt. Damit beträgt die normale Schlagfläche  $150/10 = 15.0$  ha/Jahr. Während der 3-jährigen Planungsperiode dürfen nicht mehr als  $5 \cdot 15$  ha genutzt werden. Daraus folgt eine weitere Beschränkung, nämlich

$$X_{31} + X_{32} + \dots + X_{75} \leq 75.$$

Die Berechnung der Lösung dieses Optimierungsproblems ist inzwischen wegen der zahlreichen verfügbaren Software Programme<sup>5</sup> eine triviale Aufgabe geworden. Die eigentliche Herausforderung besteht in der Modellformulierung, denn das Entscheidungsproblem ist nicht beliebig strukturierbar. Die Struktur ist vorgegeben. Eine Zielfunktion  $Z = \sum_{j=1}^n c_j X_j$  wird

maximiert bzw. minimiert, unter Berücksichtigung der Nebenbedingungen  $\sum_{j=1}^n a_{ij} X_j \begin{cases} = \\ \leq \\ \geq \end{cases} b_i \forall i$ . Die

$X_j$  sind unbekannt Mengen, z. B. ha oder  $m^3$ . Von der Genauigkeit der Koeffizienten der Zielfunktion ( $c_j$ ) und der Koeffizienten der Beschränkungen ( $a_{ij}$ ) hängt die Aussagekraft der Lösung ab.

Die lineare bzw. nichtlineare Optimierung ist wichtiger Ansatz zur Lösung komplexer Probleme. Die Methode findet breite Anwendung in der Industrie, in den Ingenieurwissenschaften, in der Agrarökonomie und in der forstlichen Planung. Erfahrungsgemäß bedarf es allerdings einiger Übung in der Modellformulierung, um das Potential dieser Methode voll ausschöpfen zu können.

<sup>5</sup> Zum Beispiel *MS Excel, SAS, Lindo*.



### 4.3 Taktische Steuerung der Waldentwicklung

Die Forsteinrichtung verfügt inzwischen über Verfahren der Steuerung, die die bisherigen großflächigen Standardvorgaben unnötig machen. Jeder Bestand bietet eine Vielfalt waldbaulicher Möglichkeiten, die es auszuloten und mit Hilfe des verfügbaren Wissens der verschiedenen Disziplinen zu beurteilen gilt. Die Auswahl der optimalen Lösung für einen speziellen Bestand wird vor allem von dessen Zustandsgrößen, vom sog. „Zwang des Vorhandenen“, von der Gewichtung der unterschiedlichen Ziele und von den gesamtbetrieblichen Beschränkungen bestimmt. Der waldbauliche Handlungsraum wird weniger durch nicht überprüfbare Doktrinen und abstrakte Leitbilder, sondern vor allem durch die realen Möglichkeiten bestimmt, die ein konkreter vorhandener Ausgangszustand bietet. Einfache dichotome Wertvorstellungen (*naturgemäß* contra *schlagweise*) werden inzwischen durch die Einsicht ergänzt, daß die Vielfalt der möglichen Waldentwicklungen, die es zu beurteilen gilt, sehr groß ist.

Jede Bestandesentwicklung ist durch eine Abfolge forstlicher Eingriffe und deren Auswirkungen auf das Ökosystem und den Betriebserfolg bestimmt. Diese Abfolge wird als *Pfad* bezeichnet. Eine Aufgabe der Forsteinrichtung besteht darin, Bestandespfade zu beschreiben und zu bewerten, mit dem Ziel, ein möglichst realistisches Gesamtkonzept für die Landschaft zu entwerfen. Um einen Pfad für den Zeitraum  $t_0 \dots t_1$  beschreiben zu können, müssen drei wichtige Bereiche berücksichtigt werden:

- die nach Stärke und Art differenzierten forstlichen Eingriffe ( $E_i$ ) zum Zeitpunkt  $i$ ,
- das natürliche Wachstum ( $\Delta W_j$ ) im Zeitraum  $j$  und
- ungeplante Störungen ( $r_j$ ) im Zeitraum  $j$ .

Aus Sicht der Forsteinrichtung bilden alle Pfade  $a_i$  des Bestandes  $i$  den Handlungsraum  $A_i$ . Jeder Pfad durchläuft ein befristetes „Zeitfenster“, das durch einen Ausgangszustand und einen Endzustand, sowie durch forstliche Eingriffe bestimmt ist (Abb. 4.3-1).

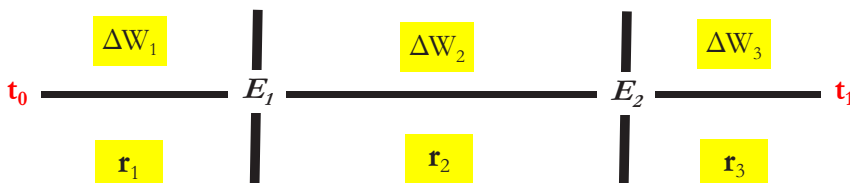


Abbildung 4.3-1. Ein Pfad im „Zeitfenster“  $t_0 \dots t_1$  ist gekennzeichnet durch forstliche Eingriffe ( $E_i$ ) zum Zeitpunkt  $i$ , sowie durch natürliches Wachstum ( $\Delta W_j$ ) und ungeplante Störungen ( $r_j$ ) im Zeitraum  $j$ .

Ein forstlicher Eingriff ist die einzige direkt steuerbare Komponente der Waldentwicklung und eine nicht mehr rückgängig zu machende Aktion. Die Auswirkungen eines einzelnen Eingriffs

lassen sich nur als Teilelement innerhalb einer Abfolge von Maßnahmen beurteilen (Kramer, 1988, S. 186). Die Analyse von Waldentwicklungspfaden ist daher eine der wichtigsten Aufgaben der Forsteinrichtungsforschung. Genaue Prognosen des Wachstums und möglicher Risiken sowie Beschreibungen zukünftiger forstlicher Eingriffe und ihrer Auswirkungen auf das Ökosystem und den Betriebserfolg gehören zu den methodischen Herausforderungen. Die Entwicklung einer Waldlandschaft ergibt sich, wie bereits erwähnt, durch die optimale Kombination der möglichen Pfade aller Bestände.

Die *taktische* Ebene der Forsteinrichtung befasst sich mit der mittelfristigen Umsetzung der jeweiligen strategischen Grundsätze; sie ist das eigentliche Aufgabenfeld der Forsteinrichtung. Zur Realisierung der strategischen Ziele ist die taktische Ebene räumlich orientiert. Bestandesinformationen werden je nach vorhandenen Mitteln in unterschiedlicher Intensität erfasst. Gegenstand taktischer Entscheidungen sind die mittelfristigen Entwicklungen realer Waldbestände innerhalb definierter Zeitperioden. Das Ergebnis der taktischen Planung ist ein Vorschlag für die Durchführung konkreter Maßnahmen, deren Zeitbedarf und Ressourcenverbrauch. Diese *Einzelplanung* wird ergänzt durch eine *Gesamtplanung*, bei der die Einzelpläne mit der gesamtbetrieblichen Entwicklung abgestimmt werden.

#### 4.31 Klassische Waldbauplanung

Nach Baader (1945) gliedert sich die mittelfristige Waldbauplanung in zwei Abschnitte, die Produktionsplanung und die Nutzungsplanung. Bisher wurden diese Aufgaben mit Hilfe der Ertragstafel gelöst. In der klassischen Einzelplanung werden besonders berücksichtigt: die *Baumartenwahl*, die *Jungbestandspflege*, die *Wertästung*, die *Düngung*, der *Unterbau* bzw. *Vorانبau* und die *Umwandlung* bzw. *Überführung*.

Im schlagweisen Betrieb, der periodisch durch Pflanzung verjüngt wird, ist die *Baumartenwahl* die wichtigste langfristige Entscheidung. Mit der Baumartenwahl werden für die Dauer einer Umtriebszeit Ertrag und Aufwand, Infrastrukturleistungen und die Gestaltung des Landschaftsbildes festgelegt. Besondere Bedeutung hat allerdings inzwischen die *Naturverjüngung* (Spellmann u. Wagner, 1993; Gürth u. Vöhringer, 1993). Vor einigen Jahrzehnten noch spielte sie kaum eine Rolle in der Planung, heute wird die natürliche Verjüngung ganz selbstverständlich berücksichtigt.

Aufgabe der *Jungbestandspflege* ist die frühzeitige Steuerung der Bestandesentwicklung durch Regulierung der Mischungsverhältnisse und Förderung erwünschter Individuen. Die Jungbestandspflege hat häufig einen wesentlichen Einfluss darauf, ob und in welchem Maße die langfristigen Ziele erreicht werden. In Plantagenwäldern ist die im Jungstadium durchgeführte Läuterung (engl. *thinning to waste*) eine besonders wichtige waldbauliche Maßnahme zur

Stabilisierung des Bestandes und der Förderung der Wertträger. Tabelle 4.3-1 zeigt ein typisches Plantagen-Waldbauprogramm für *Pinus patula* Bestände.

Alter	N/ha
0	1100
4	650
13	400
18	0

Tabelle 4.3-1. Stammzahlhaltung in Abhängigkeit vom Alter in einer *Pinus patula*-Plantage (N=Stammzahl pro ha).

Besonders charakteristisch für Plantagenwälder sind, neben den kurzen Umtriebszeiten, die geringen Pflanzanzahlen bei der Bestandesbegründung und die starken frühen Eingriffe. Dadurch wird eine hohe Bestandesstabilität erreicht, allerdings mit teilweise sehr hohen Verlusten an Gesamtwuchsleistung.

Bei bestimmten Baumarten spielt die *Wertästung* eine Rolle. Dabei kommen Methoden der Investitionsrechnung zur Anwendung. Grundsätzlich lohnt sich eine Wertästung dann, wenn der aufgrund der Ästung erzielte Mehrertrag zum Zeitpunkt  $t+n$  ( $\Delta E_{t+n}$ ) mindestens so hoch ist wie die mit der Zinsrate  $i$  prolongierten Kosten der Ästung ( $K_t[1+i]^n$ ):

$$\Delta E_{t+n} \geq K_t[1+i]^n$$

**Beispiel:** Eine einzelne Lärche, Alter 30, Nutzungsalter=120,  $i=0.05$ ;  $K_{30} = 10$ - €/Baum;  $\Delta E_{t+n} = 1000$ - €/Baum (unrealistisch hoch!);  $K_{120} = 10(1.05)^{90} = 807.30$  €/Baum; Differenz = 192.70 €/Baum; Bei einer Zinsrate von 5% lohnt sich die Ästung der Lärche.

**Beispiel:** Nach einer Untersuchung von Deegen (1995) lohnt sich die zweimalige Ästung eines Fichtenbestandes (im Alter 30 und 40) bei einer Zinsrate von 5%. Die Umtriebszeit beträgt 110 Jahre (Tab. 4.3-2).

Alter	Kosten (€/ha)	Mehrertrag (€/ha)
30	633.37	
40	844.50	
110		70 030.-

Tabelle 4.3-2. Ertragskalkulation einer Fichtenästung nach Deegen (1995).

Die Berechnung bei 5% ergibt:

$$\frac{70030}{(1.05)^{80}} - \frac{844.50}{(1.05)^{10}} - 633.37 = +261.49 \text{ € / ha .}$$

Bei einer Zinsrate von 9% ist die Investition nicht lohnend. Bei dieser Kalkulation ist aber zu bedenken, dass das Investitionsrisiko nicht berücksichtigt wurde.



Eine *Düngung* ist dann gerechtfertigt, wenn der durch Düngung erzielte Mehrertrag mindestens so groß ist wie die prolongierten Kosten der Düngung. Im Zuge der Einführung der naturgemäßen Waldnutzung hat sich die Einstellung in Bezug auf Düngungen in den letzten Jahren stark gewandelt. Düngungen zur Erhöhung der Wuchsleistung spielen kaum noch eine Rolle. Im Niedersächsischen *LÖWE* Programm sollen die natürlichen Standortkräfte „nicht auf ein künstlich höheres Niveau angehoben werden“ (Niedersachsen 1991b). Ausnahmen bilden die Sanierung anthropogen veränderter bzw. degradierter Böden und die Steigerung der Produktivität von Hochleistungsplantagen.

Der *Unterbau* dient der Wertsteigerung des Hauptbestandes und wird z.B. in Eichenbeständen zur Förderung der Schaftqualität der Wertträger angewendet. Der Begriff *Voranbau* bezeichnet eine künstliche Verjüngung unter Schirm. In der Regel handelt es sich dabei um eine waldbauliche Maßnahme mit dem Ziel, die Bestockung langfristig zu verändern, also um eine Überführungsmaßnahme.

Durch *Umwandlungen* und *Überführungen* soll eine bestehende Bestockung mittel- bzw. langfristig verändert werden. Diese Maßnahmen unterscheiden sich im Planungshorizont. Bei Umwandlungen (neuerdings auch häufig als „Umbau“ bezeichnet) handelt es sich um drastische Eingriffe mit dem Ziel, eine unerwünschte Bestockung möglichst kurzfristig zu ersetzen (Beispiel: Eliminierung der Fichte auf labilem Standort, Pflanzung von Stieleichen). Bei einer Überführung bleibt die gegenwärtige Bestockung zunächst erhalten. Sie wird durch gezielte Pflegeeingriffe oder Voranbau vorsichtig und langfristig verändert. Für Überführungen von Mittelwald in Hochwald wurden zum Beispiel im Göttinger Stadtwald 80 Jahre angesetzt. Abbildung 4.3-2 zeigt eine allmähliche Annäherung an die erwünschte Waldstruktur in einem Plenterwald im Schweizer Jura. Nach 127 Jahren intensiver Pflege wird die Ausbildung des erwünschten *Mittelholz-Buckels* erreicht.

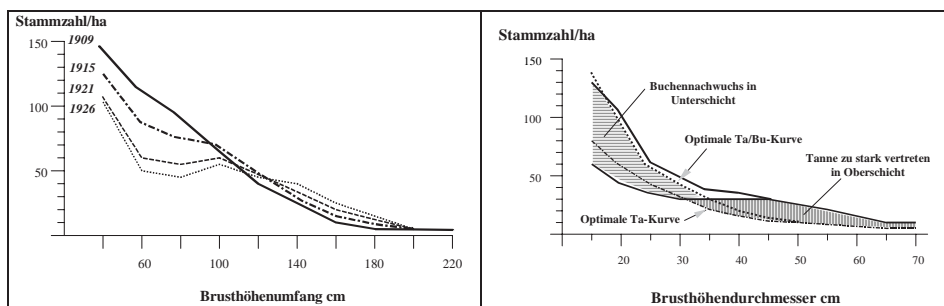


Abbildung 4.3-2. Stammzahlverteilungen zur Darstellung von Überführungen. Links: Allmähliche Annäherung an die erwünschte Waldstruktur in einem Plenterwald im Schweizer Jura nach Schaeffer et al. (1930). Rechts: Veränderung der Waldstruktur eines Plenterwaldes im Schweizer Jura nach Kurth (1994).

In dem in Abbildung 4.3-2 rechts dargestellten Beispiel aus dem Schweizer Jura wird die Oberschicht durch eine aufgelockerte, ehemals gleichförmige Tannenbestockung gebildet. Beide Baumarten bilden zusammen eine verhältnismäßig ausgeglichene Stammzahlverteilung. Der Nachwuchs besteht aber aus zuviel Buche in der Unterschicht und zu wenig Tanne, was zur Anreicherung der Buche und teilweisen Verdrängung der Tanne führt. Dieser Prozess ist in Jura-Plenterwäldern zu beobachten, er kann beabsichtigt oder nicht beabsichtigt sein.

Die Empfehlungen zur Überführung von gleichaltrigen, nach sog. „Z-Baum-Fahrplänen“ behandelten Fichtenbeständen sind zahlreich. Hanewinkel (1996) schlägt ein Überführungsmodell mit den Phasen *Auslesedurchforstung* - *Entriimpelung* (Entnahme schlechtgeformter starker Bäume)- Bildung von *Verjüngungsschächten* - *variable Zieldurchmesser-Ernte* ab 50-65cm vor. Angestrebt ist eine langfristige einzelstammweise Nutzung<sup>1</sup>.

Die *Nutzungsplanung* umfasst alle Entscheidungen über Art und Menge der Produkte, die im Verlauf der Planungsperiode geerntet werden sollen. In der klassischen Forsteinrichtung wird die Nutzungsplanung untergliedert in Vor- und Endnutzungen. Nutzungen, die nicht die Verjüngung des Bestandes bezwecken, werden als *Vornutzungen* bezeichnet. Dazu gehören die Läuterung von Jungbeständen und die Durchforstung von Stangen- und Baumhölzern. Zur Schätzung der Vornutzungsmasse nach Kramer (1990) werden für unterschiedliche Eingriffstärken Diagramme verwendet, aus denen die Erträge direkt abgelesen werden können (s. Abb. 4.3-3).

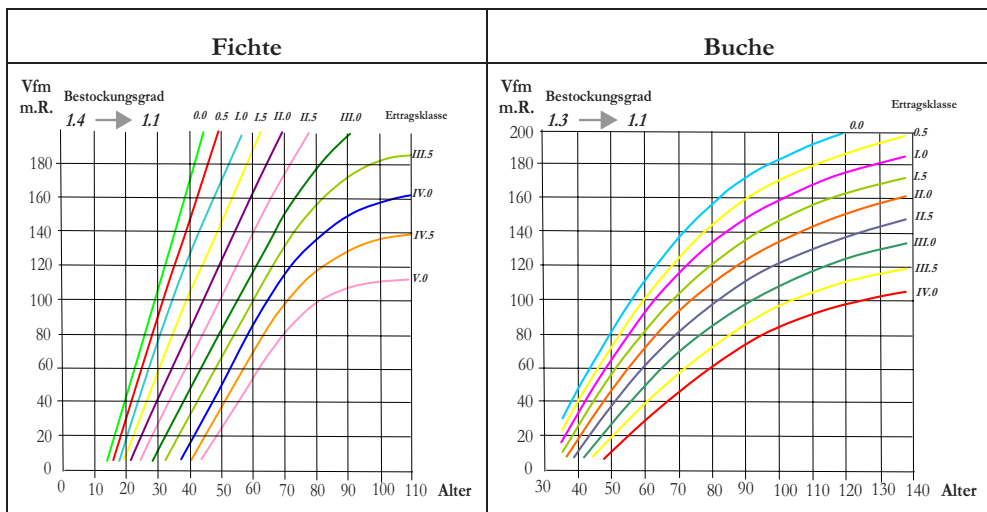


Abbildung 4.3-3. Diagramm zur Schätzung der Nutzungsmasse eines Fichtenbestandes (links) und eines Buchenbestandes (rechts) nach Kramer (1990, S. 79); Reduktion des Bestockungsgrades von 1.4 auf 1 bzw. von 1.3 auf 1.1.

<sup>1</sup> Zur Problematik der Planung von Überführungen s. u. A. Köpsell (1983), Sperber (1983), Seitschek (1991), Schwanecke (1992), Otto (1993), Mosandl (1993), Kohlstock (1993).

**Beispiel:** Ein 34-jähriger Fichtenbestand erster Ertragsklasse soll so durchforstet werden, daß der Bestockungsgrad von 1.4 auf 1.1 gesenkt wird (nach Kramer, 1990 sollte der Bestockungsgrad innerhalb von zehn Jahren nicht um mehr als drei Zehntel gesenkt werden). Die geschätzte Vornutzungsmasse beträgt 106 Vfm mit Rinde bzw.  $106 \cdot 0.8 = 84.8$  Erntefestmeter ohne Rinde.

**Beispiel:** Innerhalb von zehn Jahren soll der Bestockungsgrad eines 60-jährigen Buchenbestandes von 1.3 auf 1.1 gesenkt werden. Zur Schätzung der Vornutzungsmasse wird das entsprechende Diagramm verwendet (Kramer 1990, S. 63; Abb. 4.3-3, rechts). Die geschätzte Vornutzungsmasse beträgt 136 Vfm mit Rinde pro ha. 136 Vfm entsprechen  $136 \cdot 0.85 = 115.6$  Erntefestmeter ohne Rinde (Kramer, 1990, S. 39).

Ein weiteres Beispiel für die Ermittlung von Nutzungsansätzen sind die Vornutzungsprozenttabellen der Landesanstalt für Forstplanung in Potsdam für Kiefernbestände (Tab. 4.3-3). Ähnlich wie bei der Nutzungsplanung nach Kramer ergibt sich der Nutzungsansatz aus der *Bonität* (BON), dem *Alter* und dem gegenwärtigem *Schlussgrad* (SG). Dargestellt sind die Nutzungsprozente für unterschiedliche Höhenbonitäten und Bestandesalter. Schattiert dargestellt sind die häufig vorkommenden Bereiche.

		Alter										
SG	BON	20	25	30	35	40	45	50	60	70	80	100
1.0	I	41	33	28	25	22	20	18	15	14	13	12
	II	48	39	29	26	23	21	19	16	14	14	12
	III		41	31	27	22	21	19	16	14	14	12
	IV			18	19	20	18	18	15	14	14	12
	V						7	7	11	11	12	12

Tabelle 4.3-3. Beispiel einer Vornutzungs-Prozenttabelle für Kiefernbestände in Brandenburg mit einem Schlussgrad (SG) von 1.0 und mittlerem Ertragsniveau.

Liegt der Schlussgrad über 1.0, so wird das Nutzungsprozent um 10% erhöht. Bei einem Schlussgrad von 0.9 wird der SG-1.0-Nutzungssatz halbiert, es erfolgt eine Reduzierung von 20% auf 10%.

Zur klassischen Nutzungsplanung im schlagweisen Betrieb gehört die Planung der *Endnutzungen*. Nach Abetz und Mantel (1954) rechnen u.a. zur Endnutzung:

- Nutzungen, die ganz oder teilweise eine Verjüngung oder Umwandlung bezwecken (ungeplante Windwürfe rechnen nachträglich zur Endnutzung).
- Nutzungen im Oberstand mehrschichtiger Hochwaldbestände, wenn sie zugunsten des Unterstandes erfolgen.
- Nutzung von Überhältern.
- Nutzungen im Plenterwald oder in plenterartig aufgebauten Hochwaldbeständen.

Bei der Planung der Endnutzungen fallen zunächst Entscheidungen über die Nutzungsdringlichkeit an. Die Adjektive zur Unterscheidung der Nutzungsdringlichkeit sind *hiebsmöglich*, *hiebsreif* und *hiebsnotwendig*. Bestände, die noch nicht hiebsreif sind, können als *hiebsmöglich* eingestuft und im Falle besonderer Erfordernisse zur Endnutzung vorgesehen werden. Ein Bestand ist hiebsreif, wenn das Umtriebsalter erreicht ist, bzw. wenn die Sortenzusammenstellung dem Ziel entspricht. Hiebsnotwendig sind Bestände, deren Endnutzung dringend erforderlich ist, zum Beispiel überalterte oder stark geschädigte Bestände, um die Fortführung geplanter Verjüngungen zu gewährleisten.

**Beispiel:** Bestimmung der Nutzungsdringlichkeit für einen hypothetischen Kiefernwald mit 6 Beständen aus Estland (Tab. 4.3-4). Die Gesamtfläche beträgt 103 ha. Es gibt keine einheitliche Umtriebszeit.

Bestand	Alter	U	Jahre bis U (3)-(2)	Bestandes Fläche (ha)	Normal- Fläche (5)/(3)
(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
A	10	100	90	10	0.100
B	50	100	50	5	0.050
C	200	100	-100	20	0.200
D	100	80	-20	10	0.125
E	120	120	0	48	0.400
F	50	80	30	10	0.125
Summe				103	1.000

Tab. 4.3-4. Beispiel zur Feststellung der Nutzungsdringlichkeit aus Estland (nach A. Nilsson, mündliche Mitteilung).

U ist bestandesweise festgelegt. In den Beständen A, B und C beträgt U 100 Jahre, in D und F 80 Jahre und in E 120 Jahre. Die jährlichen Normalflächen (die normalen Endnutzungsflächen) ergeben sich aus der Bestandesfläche geteilt durch die Umtriebszeit. Die Normalfläche für den Betrieb ist gleich der Summe der Normalflächen. Die höchste Nutzungsdringlichkeit ist in der Spalte 4 zu erkennen. Der Bestand C weist mit -100 den geringsten Wert auf.

Der *Hiebsfortschritt* wird durch den *Verjüngungsgang* bestimmt. Der Verjüngungsgang während der folgenden 3 Jahrzehnte wird durch die sog. Verjüngungsgangzahl gekennzeichnet. Die *Verjüngungsgangzahl* ist eine 3-stellige Zahl, deren Quersumme 10 ergibt.

**Beispiel:** Die Verjüngungsgangzahl 352 sagt aus, dass 30% des Vorrats im ersten Jahrzehnt, 50% im zweiten und die restlichen 20% im dritten Jahrzehnt zur Endnutzung kommen sollen. Die Teil-Endnutzungsfläche kann nach der Hartig'schen Formel (1795) berechnet werden:

$$EN_T = V \cdot q + \frac{Z_A + Z_E}{2}$$

Dabei sind V der gegenwärtige Vorrat und q der Bruchteil des zu nutzenden Vorrats. Z<sub>A</sub> ist der Zuwachs zu Beginn und Z<sub>E</sub> der (durch die Nutzung verringerte) Zuwachs am Ende der Planungsperiode. Bei voller Endnutzung bzw. Kahlschlag ergibt sich eine vereinfachte Form:

$$EN = V + \frac{Z}{2}$$

Nur die Hälfte des Zuwachses wird genutzt, unter der Annahme, dass die Nutzung in der Mitte der Planungsperiode erfolgt.

#### 4.32 Z-Baum orientierte Steuerung

Die Z-Baum orientierte Steuerung erfordert eine frühzeitige Festlegung förderungswürdiger Auslese- (Z-) Bäume und deren konsequente Freistellung im Laufe des Bestandeslebens. Diesem Prinzip entsprechend hat Abetz (1976) ein System praktischer Handlungsempfehlungen entwickelt, zunächst nur für Reinbestände, später auch für Mischbestände (Abetz u. Klädtke, 1997; Abb. 4.3-4).

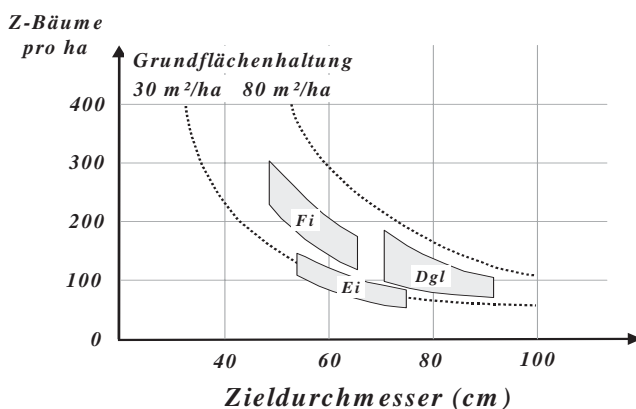


Abb. 4.3-4. Maximale Anzahl von Z-Bäumen pro ha für vorgegebene Grundflächenhaltungen und Zieldurchmesser nach Abetz u. Klädtke (2000).

Bei der Z-Baum Durchforstung erfordert ein Eingriff mehrere Entscheidungen:

- die Bestimmung der Anzahl der förderungswürdigen Ausleseebäume,
- die Auswahl der förderungswürdigen Ausleseebäume,
- die Bestimmung der Anzahl der zu entnehmenden Bedränger,
- die Auswahl der zu entnehmenden Bedränger.

Für Z-Baum orientierte Durchforstungsprogramme können die Nutzungen aus sog. Z-Baum Ertragstafeln geschätzt werden. Ein Beispiel sind die Durchforstungstabellen von Klädtke (1993, S. 76) für unterschiedliche Oberhöhenbonitäten. Über die Höhe und den BHD eines Z-Baumes werden die Anzahl und das Volumen der zu entnehmenden Bedränger geschätzt.

Die Z-Baum-Verfahren sind langfristige orientiert. Die zielorientierte Bestandesbehandlung ist von der Begründung bis zur Ernte mit der Pflanzzahl, der von der Oberhöhe abhängigen Eingriffstärke, der Hiebsruhe und Anzahl der Z-Bäume im Endbestand vorgegeben (Abb. 4.3-5).

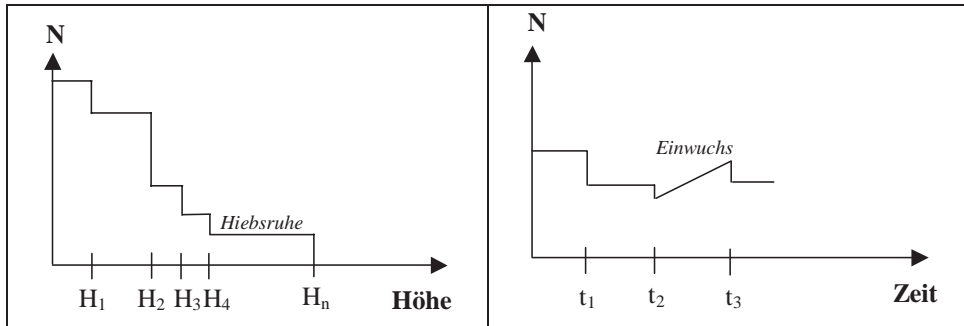


Abbildung 4.3-5. Langfristig angelegter Z-Baumfahrplan im schlagweisen Betrieb (links) und mittelfristig orientierte Nutzungsentscheidungen im Dauerwaldbetrieb (rechts).

Im Gegensatz zum langfristig angelegten „Z-Baumfahrplan“ ist der Dauerwaldbetrieb durch situationsorientierte Entscheidungen gekennzeichnet. Art und Stärke der Eingriffe werden durch den gegenwärtigen Waldzustand bestimmt. Es gibt keinen eindeutigen Endzustand, den es zu erreichen gilt. Zu den typischen Zielsetzungen gehört die Erhöhung der Wertvorräte, die Durchführung kostengünstiger Pflege- und Erntemaßnahmen, die Förderung der standortgemäßen Baumartenzusammensetzung und die Maximierung der Wertleistung. Vor allem kommt es nicht mehr darauf an, die Z-Bäume nur zu fördern. Es kann zuweilen vorteilhaft oder gar notwendig sein, einzelne Z-Bäume zu ernten. Die Abkehr von der Umtriebszeit erfordert ein Umdenken, auch bezüglich der Auslesedurchforstung. Bei einer Durchforstung können 4 Baumkollektive unterschieden werden:

- die temporären Z-Bäume (TZ),
- die ausscheidenden Bedränger (AS),
- der verbleibende Nebenbestand (VN),
- der Gesamtbestand (GS).

Der Gesamtbestand ist gleich  $GS = TZ + AS + VN$ , und der ausscheidende Stammzahlanteil ( $r_N$ )

$$\text{beträgt } r_N = \frac{AS}{GS}.$$

Die Bestimmung der Eingriffstärke ist eine wichtige Entscheidung bei der mittelfristigen Nutzungsplanung. Ein praktisches Maß für die Eingriffstärke ist der ausscheidende Grundflächenanteil:

$$r_G = \frac{\text{ausscheidende Grundfläche (m}^2 \text{ / ha)}}{\text{Grundfläche Gesamtbes tan d (m}^2 \text{ / ha)}}$$

Das Stammzahl-Grundflächenverhältnis der ausscheidenden Bäume ( $NG$ ) ist ein Maß für die Eingriffsart:

$$NG = \frac{r_N}{r_G}$$

Die Eingriffstärke ( $r_G$ ) und die Eingriffsart ( $NG$ ) werden vorgegeben. Die Vorgaben orientieren sich an den gerade herrschenden Zielsetzungen und u. U. an den Ergebnissen aus Weiserflächen. Die durchschnittliche Anzahl der ausscheidenden Bedränger pro Z-Baum ( $BD$ ) ergibt sich aus:

$$BD = \frac{AS}{TZ}$$

Abbildung 4.3-6 zeigt ein Beispiel; der  $BD$  ist explizit vorgegeben.

Vorgabe: $r_G = 0.2$ $NG = 0.8$ $BD = 1$ daraus ergibt sich: $r_N = 0.2 \cdot 0.8 = 0.16$ $AS = 0.16 \cdot 25 = 4$ $TZ = 4/1 = 4$	Vorgabe: $r_G = 0.3$ $NG = 0.8$ $BD = 2$ daraus ergibt sich: $r_N = 0.3 \cdot 0.8 = 0.24$ $AS = 0.24 \cdot 25 \cong 6$ $TZ = 6/2 = 3$

Abbildung 4.3-6. Ein hypothetischer Bestand mit 25 Bäumen und zwei unterschiedlichen Durchforstungsanweisungen. Z-Bäume sind schattiert dargestellt, die ausscheidenden Bedränger sind durchkreuzt.

Die Anzahl der Z-Bäume ergibt sich aus der Eingriffstärke ( $r_G$ ), der Eingriffsart ( $NG$ ) und der Anzahl der ausscheidenden Bedränger pro Z-Baum. Die letztgenannte Größe gilt es zu bestimmen.

### 4.33 Stammzahl-Leitkurven im Plenterwald

Eine der ältesten Methoden der nachhaltigen Steuerung im Dauerwald ist die Nutzung des Zuwachses bei zyklischer Wiederkehr. Ein Wald mit der Gesamtfläche  $F$  (ha) wird in  $n$  flächengleiche Nutzungsblöcke unterteilt. In jedem Nutzungsblock mit Fläche  $F/n$  findet alle  $n$  Jahre eine Ernte statt. In der nachstehenden Skizze repräsentiert jede Fläche einen Zustand, der durch den zeitlichen Abstand von der letzten Nutzung bestimmt ist:



Der Nutzungsblock mit der Nummer 5 steht zur Nutzung an (links). Nach einem Jahr hat sich durch Zuwachs und Nutzung die Verteilung der Zustände geändert; die Nutzung findet im Block mit der Nummer 4 statt usw. Dieses einfache Prinzip zur Realisierung der Nachhaltigkeit wird für den schlagweisen Hochwald mit Hilfe des Normalwaldmodells realisiert.

Trotz der großen Bedeutung der Nachhaltigkeit gibt es immer noch keine allgemeingültigen Verfahren zur Bestimmung der nachhaltigen Nutzung in ungleichaltrigen Mischwäldern. Die Entwicklung neuer Ansätze ist daher ein zentrales Anliegen der Waldforschung. Ein erster Schritt zu diesem Ziel ist die Orientierung an Beispielen, die für spezielle Nutzungsformen entwickelt wurden. Abbildung 4.3-7 zeigt schematisch eine sog. *Stammzahl-Leitkurve* für Plenterwälder in der Schweiz.

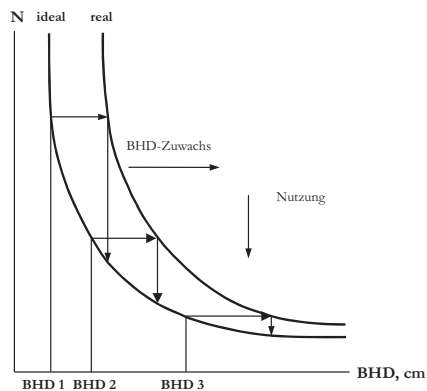


Abbildung 4.3-7. Schematische Darstellung einer Stammzahl-Leitkurve für die Nutzungsplanung im Plenterwald nach Kurth (1978).

Nach einer Periode ungestörten Wachstums soll die Nutzung dazu dienen, die „ideale“ Durchmesserverteilung wieder herzustellen. Diese Verteilung wird häufig mit Hilfe einer Exponentialfunktion definiert. Die Durchmesserverteilung eines ungleichaltrigen Plenterwaldbestandes kann durch die Gleichung 4.3-1 beschrieben werden (Guldin, 1991; Cancino u. Gadow, 2001):

$$N_i = k_0 \cdot e^{-k_1 \cdot d_i} \quad 4.3-1$$

Das Verhältnis der Stammzahlen aufeinander folgender Durchmesserklassen kann auch durch die Konstante  $q$  beschrieben werden:



$$q = N_{i+1} / N_i \quad 4.3-2$$

wobei mit  $d_i$  (cm) die Mitte der Durchmesserklasse, mit  $N_i$  die Anzahl der Bäume in der  $i$ -ten Durchmesserklasse, mit  $N_{i+1}$  die Anzahl der Bäume in der nächst niedrigeren Durchmesserklasse bezeichnet werden;  $k_0$  ist der Abszissenschnittpunkt und  $k_i$  ist die Ausfallrate der Bäume in aufeinander folgenden Durchmesserklassen. Ersetzt man  $N_i$  aus Gleichung 4.3-1 in Gleichung 4.3-2, so ergibt sich

$$q = k_0 e^{-k_i(d_i-h)} / k_0 e^{-k_i d_i} \quad \text{sodass} \quad q = e^{k_i h} \quad 4.3-3$$

$q$  ist also abhängig von  $h$  (cm), der Klassenbreite. Nimmt man zum Beispiel an, dass  $q^1=1.3$  für  $h=5$  cm, wäre dies equivalent mit  $q^2=1.69$  für  $h=2*5=10$  oder mit  $q=2.197$  für  $h=3*5=15$  oder mit  $h=1.5*10=15$  ( $q^{15/5}$  oder  $q^{15/10}$ ). Für einen spezifischen Wert von  $q$  und mit  $N_{i+1}=qN_i$  (nach Gl. 4.3-2) kann die Anzahl der Bäume in jeder Durchmesserklasse berechnet werden. Also ist die Stammzahl in der zweiten, dritten, vierten, ... BHD-Klasse entsprechend  $N_2=qN_1= q^1N_1$ ,  $N_3=qN_2= q^2N_1$ ,  $N_4=qN_3= q^3N_1, \dots$  wobei mit  $N_1$  die Stammzahl in der ersten (stärksten) Klasse bezeichnet wird. Allgemein gilt also

$$N_i = q^{i-1} \cdot N_1 \quad 4.3-4$$

d.h. die gesamte Durchmesserverteilung ist abhängig von  $q$  und  $N_1$ . Weiterhin ist die Grundfläche eines ungleichaltrigen Bestandes mit  $c$  BHD-Klassen gleich

$$G = \frac{\pi}{40000} \sum_{i=1}^c N_i d_i^2 \quad (\text{m}^2/\text{ha}) \quad 4.3-5$$

Durch Einsetzen von Gleichung 4.3-4 in Gleichung 4.3-5 erhält man

$$G = \frac{\pi}{40000} \sum_{i=1}^c N_1 q^{i-1} d_i^2 = N_1 \frac{\pi}{40000} \sum_{i=1}^c q^{i-1} d_i^2 \quad 4.3-6$$

und

$$N_1 = G / \frac{\pi}{40000} \sum_{i=1}^c q^{i-1} d_i^2 \quad 4.3-7$$

Um die gesamte Durchmesserverteilung berechnen zu können, müssen also die gewünschte Residualgrundfläche ( $G_R$ ), der Maximaldurchmesser der Verteilung ( $D_{max}$ ) und der Parameter  $q$  bekannt sein.

Für einen ungleichaltrigen Kiefern-mischbestand im *Crosset Experimental Forest* im Südosten der USA werden die folgenden Werte festgelegt (Guldin, 1991):  $G_R=30$  m<sup>2</sup>/ha,  $D_{max}=35$  cm und  $q=1.3$ . Daraus ergibt sich für die ideale Verteilung  $N_7=30/0.429=70$  Bäume/ha in der größten Durchmesserklasse (Gl. 4.3-7),  $N_2=70*1.3=91$  Bäume/ha in der nächst geringeren Stärkeklasse, usw. (Tab. 4.3-5).

BHD (cm)	N ideal	G ideal
5	338	0.6628
10	260	2.0392
15	200	3.5295
20	154	4.8266
25	118	5.8012
30	91	6.4260
35	70	6.7281
Summe	1230	B = 30

Tabella 4.3-5. Ideale Häufigkeitsverteilung der Stammzahlen und Grundflächen für einen ungleichaltrigen Kiefern-mischbestand im Crosset Experimental Forest (USA) mit  $G_R=30 \text{ m}^2/\text{ha}$ ,  $D_{\max}=35 \text{ cm}$ ,  $q=1.3$  und  $h=5 \text{ cm}$  (nach Guldin, 1991).

Tabaku (1999) untersuchte die Durchmesserverteilung eines Buchen-Plenterwaldes im Thüringer Forstamt Bleicherode sowie in mehreren ungleichaltrigen Buchen-Naturwäldern in Albanien. Die aktuellen und theoretischen Strukturen sind in Abbildung 4.3-8a und b dargestellt.

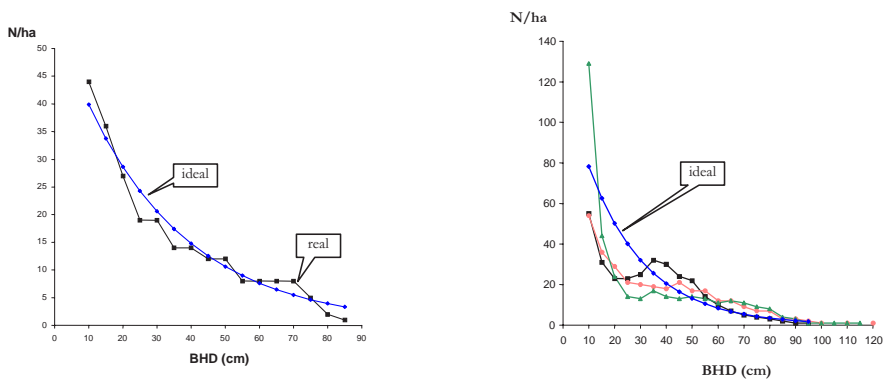


Abbildung 4.3-8a. Reale und ideale Struktur eines Buchen-Plenterwaldes in Bleicherode ( $G_R=20.9 \text{ m}^2/\text{ha}$ ,  $D_{\max}=85 \text{ cm}$ ,  $q=2.77$ ,  $h=5 \text{ cm}$ ).

Abbildung 4.3-8b. Reale Strukturen in drei Buchen-Naturwäldern in Albanien (ideale Struktur:  $G_R=35 \text{ m}^2/\text{ha}$ ,  $D_{\max}=95 \text{ cm}$ ,  $q=1.25$ ,  $h=5 \text{ cm}$ ).

Tabaku's Plenterkurven lassen sich durch eine Exponentialfunktion beschreiben. Der Bestand in Bleicherode kommt dem mathematischen Modell sehr nahe, mit einigen Abweichungen im oberen und mittleren Durchmesserbereich. Die Albanischen Buchenwälder weisen im Vergleich mit dem theoretischen Modell im unteren Durchmesserbereich ein Stammzahlfizit auf, im oberen Bereich einen Überschuss. Die idealen Stammzahlkurven wurden auf Basis einer angenommenen Residualgrundfläche und eines maximalen Durchmessers bestimmt. Allerdings besteht kein Grund, warum nicht auch andere Strukturen *natürlich* oder aus anderen Gründen vorteilhaft wären. Eine Optimalstruktur in Bezug auf ökologische oder ökonomische Ziele wurde nicht vorgeschlagen.

Zahlreiche Beispiele aus der Literatur belegen, dass eine allgemeingültige ideale Durchmesserverteilung nicht existiert, sondern eher eine Vielzahl ausgeglichener Waldstrukturen, sowohl in Plenter- als auch in Femelwäldern (Kurth, 1985; Abb. 4.3-9; Abb. 4.3-10).

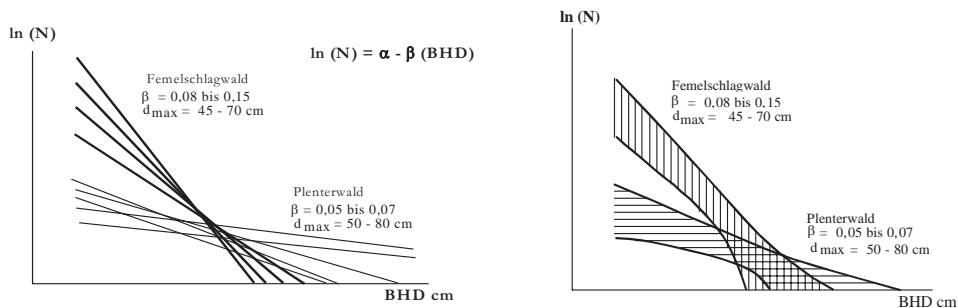
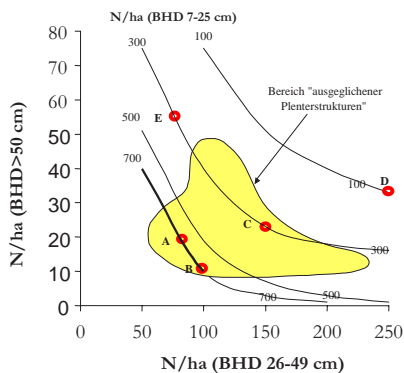


Abbildung 4.3-9. Unterschiedliche Stammzahl-Leitkurven für Femelwälder und Plenterwälder nach Kurth (1978).

Im Femelwald liegt die Abfallrate  $\beta$  der Stammzahl-Leitkurve zwischen -0,08 und -0,15, je nach dem angestrebten Maximalwert der Durchmesserverteilung. Im Plenterwald schwankt die Abfallrate zwischen -0,05 und -0,07.



BHD (cm)	Punkt in der Abbildung				
	A	B	C	D	E
18,3	700	700	300	100	300
39,2	75	100	150	250	75
63,7	20	11	24	33	57
G (m <sup>2</sup> /ha)	33,8	34,0	33,6	43,3	35,1

Abbildung 4.3-10. Links: Bereich ausgeglichener Plenterstrukturen nach Mitscherlich (1952). Rechts daneben sind die Stammzahlen und Grundflächen für die in der linken Abbildung markierten 5 Koordinaten angegeben (Cancino u. Gadow, 2001).

Diese Unterschiede in der Struktur ausgeglichener ungleichaltriger Mischwälder sind anscheinend nicht ungewöhnlich. Einen weiten Bereich ausgeglichener Plenterstrukturen hat Mitscherlich (1952) für den Schwarzwald angegeben. Dieser Bereich, das sog. Mitscherlich'sche Herz ist in Abbildung 4.3-10 dargestellt. Neben der Abbildung sind die Stammzahlen und Grundflächen für die in der Grafik markierten 5 Koordinaten angegeben. Die BHD-Werte in der linken Spalte sind die Mittelwerte der drei quadrierten BHD-Klassengrenzen. Im Fall der größten BHD-Klasse wurde eine Obergrenze von 75 cm angenommen (Cancino u. Gadow, 2001).

#### 4.34 Normalgrundflächen für Mischbestände

Ein weniger bekanntes Verfahren der Nutzungsplanung in ungleichaltrigen Mischbeständen ist die Methode der „Normalgrundflächen“. Das Verfahren gründet sich auf die Annahme, dass die optimale Grundfläche des verbleibenden Bestandes, die sog. Residual- oder Normalgrundfläche, bekannt ist. Diese normale, nach jedem Eingriff verbleibende Grundfläche, wird auf Baumklassen bzw. Durchmesserklassen verteilt, sodass die überschüssigen, bei jedem Eingriff zu entnehmenden, Grundflächen sehr einfach zu ermitteln sind.

Eine Anwendung dieser Methode findet sich zum Beispiel in den *Northern Hardwoods*. Das Gebiet der Northern Hardwoods reicht von den zentralen Appalachen in den Vereinigten Staaten nordwärts bis nach Kanada und vom Atlantik westwärts bis nach Minnesota. Dort kommen Mischwälder mit verschiedenen Ahorn-, Eschen-, Buchen-, Birken-, Linden- und Kirschenarten vor (Eyre, 1980).

Nach Hansen et al. (1987) werden zwei unterschiedliche Hiebszyklen berücksichtigt. Bei einem Hiebszyklus von 15 Jahren beträgt die normale verbleibende Grundfläche insgesamt 19,8 m<sup>2</sup>/ha. Bei einem Hiebszyklus von 30 Jahren ist die verbleibende Grundfläche entsprechend geringer mit insgesamt 12,6 m<sup>2</sup>/ha. Die folgende Aufteilung der Normalgrundfläche auf 4 Durchmesserklassen wird vorgeschlagen:

<i>Hiebszyklus</i>	<b>Durchmesserklasse cm</b>				<b>total</b>
	<b>4.3-12</b>	<b>13-28</b>	<b>29-43</b>	<b>&gt;43</b>	
15 Jahre: G (m <sup>2</sup> /ha) =	2.3	5.7	8.0	3.8	19.8
30 Jahre: G (m <sup>2</sup> /ha) =	2.3	5.7	4.6	0.0	12.6

Die Aufteilung der verbleibenden Residualgrundflächen (schattiert) und der genutzten Grundflächen (unschattiert) ist für unterschiedliche Hiebszyklen in Abbildung 4.3-11 dargestellt.

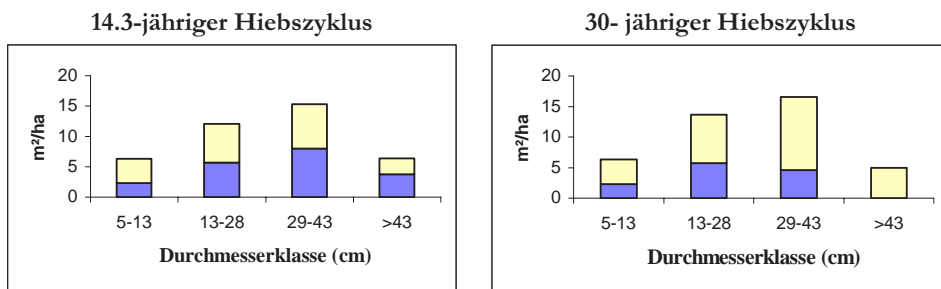


Abbildung 4.3-11. Verteilung der Residualgrundflächen (schattiert) für unterschiedliche Durchmesserklassen und Hiebszyklen in den Northern Hardwoods (Hansen et al., 1987).

Für Durchforstungsentscheidungen in Dauerwaldsystemen ist möglicherweise ein Ansatz geeignet, den Sánchez Orois et al. (2002) für ungleichaltrige Bestände der Baumart *Pinus pinaster* in Galizien, Nordspanien, vorgeschlagen haben. Bei dieser Methode wird der optimale

Hiebszyklus (der Zeitraum zwischen aufeinander folgenden Durchforstungen) und der optimale Residualvorrat (der nach den Eingriffen verbleibende Bestandesaufbau) ermittelt.

Insgesamt wurden 5 Eingriffszyklen (3, 4, 5, 6 und 7 Jahre) und 4 Residualvorräte (73, 103, 119 und 133 m<sup>3</sup>·pro ha) beurteilt. In Tabelle 4.3-6 sind die periodischen Erntevolumen für jede der 20 Varianten aufgeführt, unter Berücksichtigung der Sortiment-Güteklasse.

Residualvorrat (m <sup>3</sup> /ha)	Sortiment Güteklasse	Hiebszyklus (Jahre)				
		3	4	5	6	7
73	Klasse I	7.43	10.69	10.62	10.59	10.17
	Klasse II	3.81	4.47	7.45	8.71	9.43
	Klasse III	2.53	3.61	5.78	10.76	12.02
	Laubholz	2.52	4.05	6.71	7.62	9.52
	Gesamtvolumen	16.29	22.82	30.56	37.68	41.14
103	Klasse I	12.18	14.40	18.97	19.70	19.41
	Klasse II	3.01	5.99	9.58	8.43	9.51
	Klasse III	2.20	4.53	6.78	10.23	10.60
	Laubholz	1.91	3.34	4.29	6.20	7.46
	Gesamtvolumen	19.30	28.26	39.61	44.57	46.98
119	Klasse I	13.66	16.81	22.44	22.41	22.03
	Klasse II	3.60	5.98	7.70	8.75	12.36
	Klasse III	2.53	4.46	5.85	10.09	10.86
	Laubholz	1.85	3.48	4.28	6.36	7.67
	Gesamtvolumen	21.64	30.73	40.28	47.62	52.91
133	Klasse I	14.80	19.19	24.29	25.45	26.27
	Klasse II	5.31	5.97	8.55	10.37	10.48
	Klasse III	3.21	4.79	5.58	7.81	10.15
	Laubholz	1.66	2.89	5.11	7.64	8.97
	Gesamtvolumen	24.98	32.83	43.52	51.27	55.87

Tabelle 4.3-6. Periodisch anfallendes Erntevolumen (m<sup>3</sup>/ha) für jede der 20 Optionen, unter Berücksichtigung der Güteklasse (Klasse I: Stammstücke mit einem Zopfdurchmesser von mindestens 35 cm. Klasse II: Stammstücke mit einem Zopfdurchmesser zwischen 22 und 35 cm. Klasse III: Stammstücke mit einem Zopfdurchmesser von höchstens 22 cm).

Die erntekostenfreien Erträge pro m<sup>3</sup> wurden auf Grund in den letzten Jahren erzielten Auktionserlöse der Forstverwaltung in Galizien geschätzt und betragen für jede der vier Güteklassen:

Güteklasse	Erntekostenfreier Ertrag €/m <sup>3</sup>
Klasse I	90
Klasse II	60
Klasse III	18
Laubholz	21

Der Wert der Varianten für ungleichaltrige Bestände wurde nach dem Vorschlag von Chang (1981) berechnet:

$$\begin{aligned}
 \text{Max} FV &= V(S) - v(g) - k + [V(Q(t, g)) - v(g) - k](e^{-rt} + e^{-2rt} + e^{-3rt} + \dots) \\
 &= V(S) - v(g) - k + \frac{V(Q(t, g)) - v(g) - k}{e^{rt} - 1} \\
 &= V(S) + \frac{V(Q(t, g)) - v(g) - k}{e^{rt} - 1} - v(g) - k \quad (2)
 \end{aligned}
 \tag{4.3-8}$$

Dabei ist  $FV$  der Wert der Option in €/ha;  $V(S)$  der Abtriebswert des bestehenden Bestandes mit einem Vorrat von  $S$  m<sup>3</sup>/ha;  $V(Q(t, g))$  der Abtriebswert für einen Vorrat  $Q$ , für einen ursprünglichen Vorrat von  $g$  m<sup>3</sup>/ha und einen Hiebszyklus von  $t$  Jahren;  $v(g)$  der Wert des Residualvorrates  $g$ ,  $k$  die Fixkosten jeder Erntemaßnahme und  $r$  die Zinsrate. Da der Anfangsvorrat  $S$  und dessen Wert  $V(S)$  fixe Größen sind, entspricht der Maximalwert der Option in Gleichung 4.3-16 dem Maximum des klassischen Bodenertragswertes (Chang 1981)

$$LEV = \frac{V(Q(t, g)) - v(g) - k}{e^{rt} - 1} - v(g) - k \tag{4.3-9}$$

Die erntekostenfreien Erträge und Bodenertragswerte sind für die unterschiedlichen Kombinationen von Residualvorrat und Hiebszyklus in Tabelle 4.3-7 aufgeführt.

Residualvorrat (m <sup>3</sup> /ha)	Hiebszyklus (Jahre)				
	3	4	5	6	7
erntekostenfreier Ertrag € pro ha					
73	995.65	1380.60	1648.18	1829.50	1897.68
103	1356.24	1807.10	2494.00	2593.50	2664.83
119	1529.80	2024.78	2676.86	2857.64	3080.28
133	1743.07	2232.36	2906.50	3213.62	3364.05
Bodenertragswert € pro ha					
73	4492.41	4643.17	4132.45	3434.15	2563.13
103	5116.30	1896.89	5748.39	4046.42	2732.92
119	5537.14	5211.01	5633.86	4079.76	3078.18
133	5971.10	5820.12	6083.82	4804.89	3369.13

Tabelle 4.3-7. Erntekostenfreie Erträge und Bodenertragswerte für unterschiedliche Hiebszyklen und Residualvorräte, mit  $r = 4\%$  und  $K = 1,5$  €/pro ha.

Die Zinsrate beträgt 0.04, die fixen Kosten betragen 1.5 €/pro ha. Für diese Vorgaben ergibt sich ein optimaler Hiebszyklus von 5 Jahren bei einem Residualvorrat von 133 m<sup>3</sup> pro ha. Der entsprechende Bodenertragswert beträgt 6083.82 € pro Hektar. Bei diesen Berechnungen empfiehlt es sich, eine Sensitivitätsanalyse mit unterschiedlichen Zinsraten durchzuführen. Sánchez Orois et al. (2002) fanden für das vorliegende Beispiel, dass eine Zinsrate von 0.01 das gleiche Optimum ergab wie eine Zinsrate von 0.04. Bei einer Zinsrate von  $r = 0.07$  betrug der optimale Residualvorrat nur 73 m<sup>3</sup> pro ha und der optimale Hiebszyklus 4 Jahre. Bei einer Zinsrate von mehr als 7.6% verringerte sich der optimale Hiebszyklus auf 3 Jahre.

Die genannten Methoden wurden für Reinbestände entwickelt. Da die optimale residuale Baumartenverteilung nicht berücksichtigt wird, ist die Anwendungsmöglichkeit sehr eingeschränkt. Ein Verfahren, das speziell für Mischbestände entwickelt wurde, ist das *Knysna-Normalgrundflächen*-Verfahren. Dieses spezielle Verfahren wurde für die nachhaltige Nutzung der artenreichen subtropischen Naturwälder bei *Knysna* im südlichen Kapgebiet von Südafrika konzipiert. Die geografische Lage des Waldgebietes ist in der Abb. 4.3-12 dargestellt.

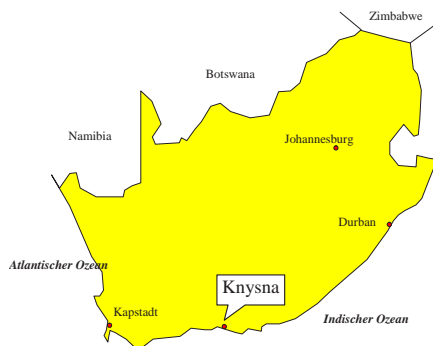


Abbildung 4.3-12. Geografische Lage des Naturwaldes von Knysna im Kapgebiet von Südafrika.

Die *Knysna*-Methode besitzt neben der Mischbestandsfähigkeit den Vorzug, dass sie sehr einfach in der Praxis anzuwenden ist. Nicht nur die Baumdimensionen, sondern auch die Vielfalt der Baumarten und ihr ökonomischer Wert werden berücksichtigt. In einem ersten Schritt werden Bestände klassifiziert, hier nach der Feuchtestufe (Abb. 4.3-13). Es handelt sich um zwei Waldformationen, für die ein nachhaltiges Management in Frage kommt:

- a) ein artenreicher sog. „mittelfeuchter“ Waldtyp (engl. *Medium Moist Forest*) mit dichtem Unterwuchs von *Trichocladus crinitus* und etwa 30 Hauptbaumarten, u.a. *Podocarpus falcatus*, *P. latifolius*, *Olea capensis*, *Ocotea bullata*, *Vepris undulata*, *Ilex mitis*, *Curtisia dentata* und *Apodytes dimidiata*;
- b) ein weniger artenreicher sehr wüchsiger sog. feuchter Wald (engl. *Moist Forest*) mit geringem Vorkommen von *Trichocladus crinitus*, dafür häufigen Baumfarnen.

Die Nutzung für die zwei unterschiedlichen Waldtypen wird auf der Basis von Residualgrundflächen für vier Baumklassen bestimmt. Die Baumarten und Dimensionen wurden wie folgt klassifiziert:

- I = zielstarke Bäume der wertvollen Nutzholzarten;
- II = Bäume der Nutzholzarten, die die Zielstärke noch nicht erreicht haben;
- III = alle anderen Baumarten;
- IV = unerwünschte Exoten (vor allem importierte Akazienarten).

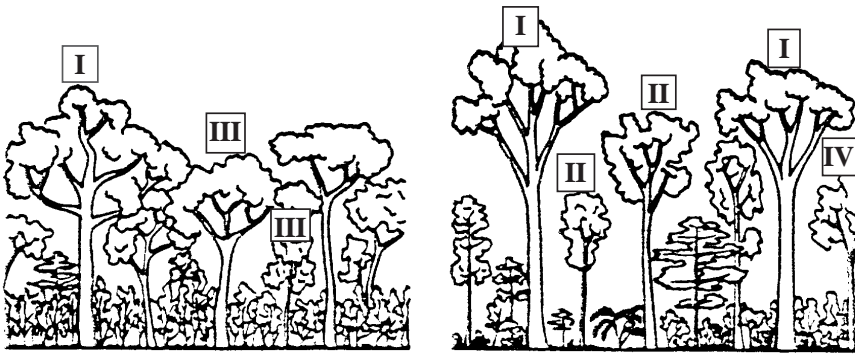


Abbildung 4.3-13. Schematische Darstellung von zwei Waldtypen im Knysna-Gebiet nach Breitenbach (1974). Links: ein artenreicher „mittelfeuchter“ Wald (medium-moist forest) mit dichtem Unterwuchs von *Trichocladus crinitus*. Rechts: ein relativ artenarmer, sehr wüchsiger feuchter Wald (moist forest) mit Baumfarnen.

Für jeden Waldtyp wurde schließlich auf der Basis der Ergebnisse aus Versuchsflächen eine Grundflächennormalität festgelegt. Die Abbildung 4.3-14 zeigt die Anwendung der Grundflächennormalität für einen Bestand, der dem Waldtyp *mittelfeucht* angehört. Die Grundflächenverteilung der Baumklassen wurde mit Hilfe einer Stichprobeninventur ermittelt.

Ein Vergleich der realen mit den normalen Verteilungen der Grundflächen ergibt den zu entnehmenden Überschussvorrat für die Baumklassen I, II, III und IV. Da die Durchmesserverteilung bekannt ist, können aus den überschüssigen Grundflächen die in den vier Baumklassen zu entnehmenden Stammzahlen berechnet werden, - ein praktischer Anhalt beim Auszeichnen.

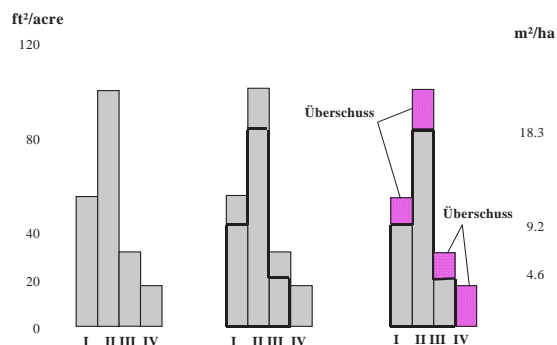


Abbildung 4.3-14. Grundflächennormalität für den Waldtyp „mittelfeucht“. Links: Grundflächenverteilung der Baumklassen in einem Bestand vor der Durchforstung; Mitte: reale und normale Verteilung der Grundflächen. Rechts der zur Nutzung freigegebene Überschussvorrat.



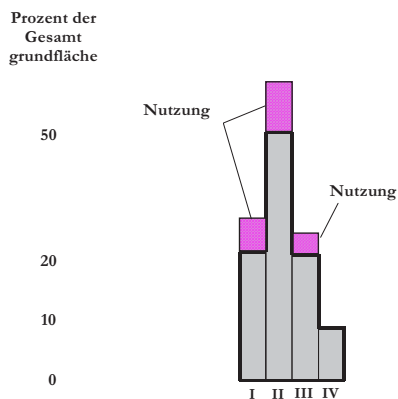
In diesem Zusammenhang mag eine spezielle Anwendung des *Knyrna*-Verfahrens von Interesse sein. Die aus waldbaulichen Gründen entnommenen Bäume liefern nicht alle nutzbares Holz. Außerdem muss an sehr großen Bäumen vor dem Fällen die Krone entfernt werden, um zu verhindern, dass die großen Kronen starke Schäden im verbleibenden Bestand verursachen. Diese Unterschiede in der Fällmethode werden während des Auszeichnens durch unterschiedliche Zeichen an jedem Baum markiert (⊕ ringeln und stehen lassen; † fällen und liegen lassen; + fällen und rücken; \* „crown topping“ = entfernen der Krone, fällen und rücken).

Das Verfahren der Grundflächen-Normalität ist eine sehr einfache Methode der Nachhaltigkeitskontrolle für artenreiche Wälder, die selektiv genutzt werden. Der Vorteil im Vergleich mit den Stammzahlkurven im Plenterwald liegt darin, dass nicht nur die Durchmesser, sondern auch die Baumarten bei der Bestimmung der Normalität berücksichtigt werden. Zu prüfen wäre die Brauchbarkeit der Grundflächennormalität, in Kombination mit einem auf die Normalität abgestimmten Hiebszyklus, für nachhaltige Nutzungsentscheidungen in artenreichen selektiv genutzten Dauerwaldsystemen.

Zunächst wird eine Baumklasseneinteilung benötigt, die nicht nur die Arten, sondern auch die Baumdimensionen berücksichtigt, zum Beispiel

- I = zielstarke Bäume der wirtschaftlich bedeutenden Baumarten;
- II = Bäume der wirtschaftlich bedeutenden Baumarten, die noch nicht Zielstärke erreicht haben;
- III = alle anderen Baumarten (*Nebenbaumarten*);
- IV = Habitatbäume.

Es ist u. U. sinnvoller, die Grundflächen-Normalitäten der Baumklassen in Prozent der gesamten Residualgrundfläche anzugeben, wie im nachstehenden hypothetischen Beispiel:



Ob diese Methode sich auch unter mitteleuropäischen Bedingungen als brauchbar erweist, wäre zu prüfen. Die jeweiligen Residualgrundflächen sind wahrscheinlich abhängig vom Standort und von der Baumartenzusammensetzung. Sie orientieren sich am Wachstum und am Hiebszyklus. Mit zunehmendem Hiebszyklus nimmt die Residualgrundfläche ab; diese Beziehung ist wahrscheinlich nicht linear. Eine möglicherweise lohnende Entwicklungsaufgabe wäre die Bestimmung angestrebter Waldstrukturen und die Abstimmung der Residualgrundflächen mit unterschiedlichen Hiebszyklen.

#### 4.35 Das Mehrpfadprinzip

Bereits mehrfach wurde erwähnt, dass die waldbaulichen Zielsetzungen vor allem in den öffentlichen Forstverwaltungen einem ständigen Wandel unterworfen sind. Diese Wechselhaftigkeit ist Ausdruck der politisch-ökonomischen Entwicklung und der Veränderungen der gesellschaftlichen Ansprüche an die Waldnutzung. Sie steht im Widerspruch zu der Langfristigkeit der forstlichen Produktion. Ein klassisches Beispiel für die Vielfalt der Vorstellungen ist die (noch keineswegs abgeschlossene) Diskussion im Zusammenhang mit der optimalen altersbezogenen Vorratshaltung in Buchenbeständen. In Abb. 4.3-15 sind die Grundflächenentwicklungen nach den Vorgaben von Wiedemann (1949), Freist (1962) und Altherr (1971) dargestellt. Wiedemann empfiehlt eine konstant hohe Grundflächenhaltung, Freist eine durchlaufend geringe, Altherr bevorzugt einen altersbezogenen Wechsel.

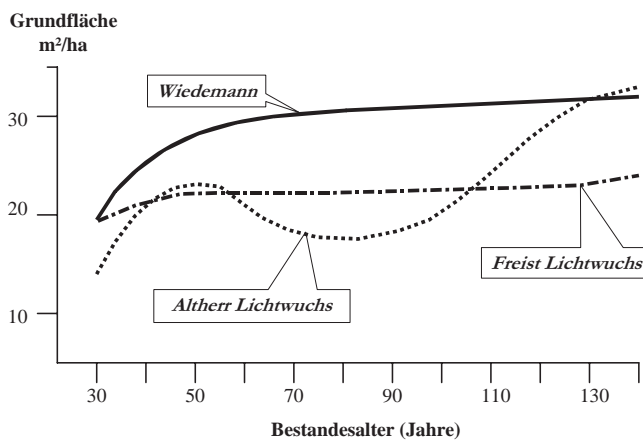


Abbildung 4.3-15. Unterschiedliche Vorstellungen von der idealen Grundflächenentwicklung über dem Alter in Buchenbeständen nach Wiedemann, Freist und Altherr.

Waldbauliche Zielsetzungen ändern sich; sie sind grundsätzlich nicht „wahrheitsfähig“. Daher besteht eine wichtige Aufgabe der Forsteinrichtung darin, die große Vielfalt der Möglichkeiten der Waldentwicklung aufzuzeigen und zu nutzen. Diese Aufgabe wird erleichtert, wenn

Prognosemodelle zur Verfügung stehen, mit deren Hilfe für einen konkreten Ausgangszustand unterschiedliche Pfade der Waldentwicklung generiert werden können. Eine Voraussetzung für die Generierung der Varianten ist die quantitative Beschreibung von Eingriffen und die Prognose des Wachstums sowie potentieller Schadereignisse zwischen den Eingriffen. Im schlagweisen Betrieb ist es üblich, die gewünschten, langfristig konzipierten Behandlungsprogramme von der Begründung bis zur Ernte (*von der Wiege bis zur Bahre*) zu beschreiben. Zu den Beispielen solch idealisierter Waldentwicklungen zählen die gestaffelten Durchforstungsprogramme in Fichten-, Kiefern- und Douglasienbeständen oder die in regelmäßigen Abständen durchgeführten Auslesedurchforstungen in Laubholzbeständen (Abb. 4.3-16).

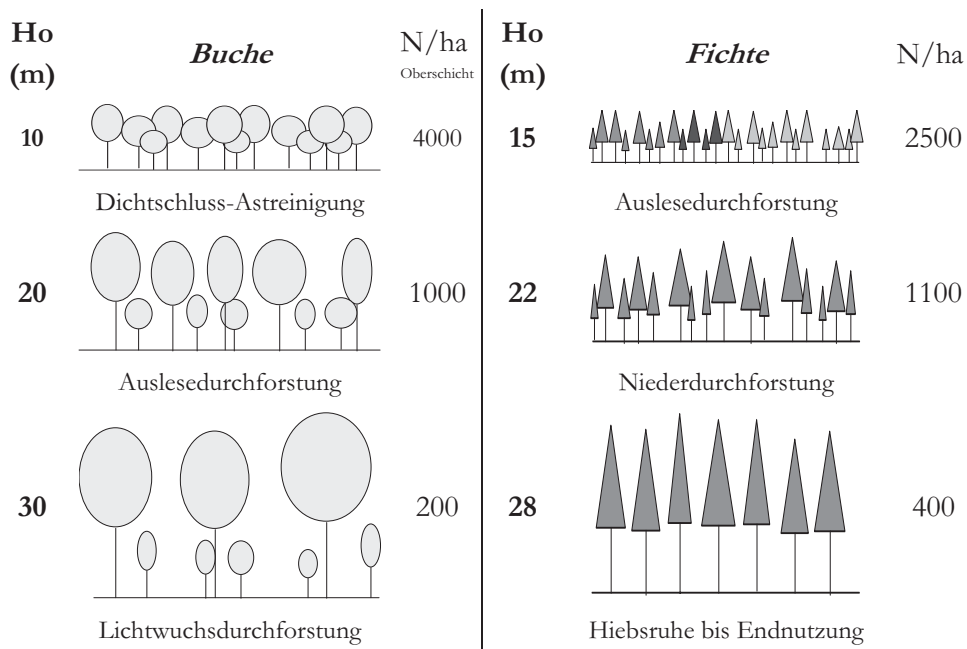


Abbildung 4.3-16. Idealisierte Entwicklung eines Buchenbestandes und eines Fichtenbestandes (gestaffelte Durchforstung, nach Burschel u. Huss, 1987, S. 263).

Durch eine eindeutig definierte Eingriffsfolge sollen Bestandesentwicklungen innerhalb eines vorgegebenen Zeitraumes möglichst zielgerecht gesteuert werden. Häufig werden bestimmte Vorstellungen von der idealen Waldentwicklung durch Z-Baum-Programme beschrieben. Die Vorschläge von Abetz u. Klädtke (1997) für Rein- und Mischbestände sind ein Beispiel dafür (Tab. 4.3-8). Der Vorzug der Z-Baum-Anweisungen, die Eindeutigkeit über Zielstärken, Endhöhen, Z-Baumzahlen und Produktionszeiträume, kann gleichzeitig auch als Nachteil gewertet werden. Die Begrenzung auf nur einen „Fahrplan“ bedeutet, dass die Vielfalt der Möglichkeiten der Waldentwicklung eingeschränkt wird. Diese Einschränkung ist umso

gravierender, je abnormaler die bisherige Bestandesentwicklung verlaufen ist. In Managementsystemen mit selektiver Nutzung muss sich die Waldentwicklung immer an den realen Ausgangszuständen der Bestände orientieren.

Bestandes Ziel	Baumart	DGZ (Vfm/J/ha)	Ziel BHD (cm)	Prod Zeit (Jahre)	Endhöhe (m)	Z-Bäume (N/ha)
Fi <sup>65</sup> ,Bu	Fi	15	65	90	37	140
	Bu	9	48		33	30
<i>Ein Fi/Bu Mischbestand mit Fi als führender Baumart, der Zieldurchmesser beträgt 65 cm und der Produktionszeitraum 90 Jahre mit 140 Fi Z-Bäumen im Endbestand und einer Endhöhe von 37 Metern. Bu ist dienende Baumart</i>						
Fi <sup>50</sup>	Fi	9	50	100	30	265
<i>Ein Fichtenreinbestand, Leistungsklasse 9 mit Zieldurchmesser 50 cm und Produktionszeitraum 100 Jahre, bei einer Endhöhe von 30 m und einer Z-Baumzahl von 265 Bäumen pro ha</i>						
Dgl <sup>90</sup> ,Bu	Dgl	18	90	120	51	80
	Bu	9	70		39	20
<i>Ein Douglasien-Buchen-Mischbestand mit 80 Douglasien und 20 Buchen Z-Bäumen. Die Douglasie ist führende Baumart mit einem DGZ von 18 Vfm/J/ha und einer Endhöhe von 51 m</i>						
Ei <sup>75</sup>	Ei	6	75	180	31	80
<i>Ein Eichenbestand mit 80 Z-Bäumen und einer Produktionsdauer von 180 Jahren</i>						

Tabelle 4.3-8. Beispiele von Z-Baum-Programmen für Rein- und Mischbestände nach den Vorschlägen von Abetz u. Klädtke (1997).

Leider bestehen jedoch selbst bei gleichaltrigen Reinbeständen oftmals große Unterschiede zwischen dem angestrebten Idealzustand und der Realität. Bedingt durch unerwartete Entwicklungen können geplante waldbauliche Eingriffe nicht immer durchgeführt werden. Deshalb ist es sinnvoll, wenn auch Entscheidungshilfen für Ausnahmefälle und abnormale Situationen zur Verfügung stehen. Wegen der Schwierigkeit, für jeden möglichen Ausgangszustand den zulässigen Handlungsraum zu definieren und innerhalb des Handlungsraumes die möglichen Entwicklungsvarianten zu generieren, existieren bislang allerdings kaum brauchbare Verfahren der Steuerung.

#### 4.36 Regelbasierte Methoden

Eine Möglichkeit der Generierung von Bestandespfaden bieten die sog. *Expertensysteme* und *regelbasierten* Ansätze, die mit der Weiterentwicklung der Computertechnik zunehmende

Bedeutung erlangen. Eine Regel bzw. *Implikation* definiert eine Relation zwischen *Ausdrücken*, zum Beispiel:

$$(\text{Prämisse}) \Rightarrow [\text{Konklusion}]$$

Wenn die Prämisse wahr ist, dann trifft die Konklusion zu. Typische Prämissen sind Zustände, z.B. Bestandesdichte, Stabilität. Konklusionen können Entscheidungen sein, oder einfach nur Informationen, häufig in Form nicht quantifizierbarer Erfahrungen aus der Praxis. Durch eine mathematische Relation wird eine Beziehung zwischen *Objekten* definiert. Im folgenden Beispiel handelt es sich um die Relation zwischen drei Objekten, der Bestandesdichte (definiert als der *relative Baumabstand S*), dem mittleren Baumabstand und der Oberhöhe:

$$\text{relativer Baumabstand } S = \frac{\sqrt{10000/N}}{H_0}$$

**Beispiel:** Wenn der relative Baumabstand weniger als 15% beträgt und die Durchforstung nicht riskant ist, dann soll die Stammzahl im Rahmen einer Niederdurchforstung so reduziert werden, dass der relative Baumabstand nach dem Eingriff 20% beträgt.

Die Stammzahl, die einer bestimmten Dichte entspricht, ist gleich

$$N = \frac{10000}{S^2 \times H_0^2}$$

Eine entsprechende Regel könnte zum Beispiel lauten:

$$\left( \begin{array}{l} \frac{\sqrt{10000/N}}{H_0} < 0.15 \\ \& \\ \text{Df nicht riskant} \end{array} \right) \Rightarrow \left[ \begin{array}{l} \text{entnehme } \left\{ N \frac{10000}{0.20^2 H^2} \right\} \text{ Bäume / ha} \\ \text{im Rahmen einer Niederdurchforstung} \end{array} \right]$$

Eine Regel bzw. *Implikation* ist eine Relation zwischen Ausdrücken - mathematischen Modellen oder einfachen Sätzen - und damit ein Konzept höherer Ordnung. Im obigen Beispiel werden mathematische  $\left( \frac{\sqrt{10000/N}}{H_0} < 0.15 \right)$  mit verbalen (*Df nicht riskant*) Ausdrücken verknüpft.

Regelbasierte Entscheidungsmöglichkeiten werden häufig in Form von Entscheidungsbäumen definiert. Ein Beispiel ist in Abbildung 4.3-17 dargestellt. Moog (1999) erläutert an Hand eines vereinfachten Entscheidungsbaumes die Handlungsmöglichkeiten der Forstbetriebe bei sinkenden Industrieholzpreisen. Die Prämisse besteht aus einer bestimmten Abfolge von Entscheidungen, zum Beispiel *normale Pflanzenzahl - starke Stammzahlreduktion im Dickungsstadium*, während die Konklusion das Ergebnis darstellt, nämlich *geringer Industriebolzanzfall, starkes Stammholz geringer Qualität*. Die Konklusionen, die „Blätter“ des Entscheidungsbaumes sind in der Abbildung 4.3-17 schattiert dargestellt.

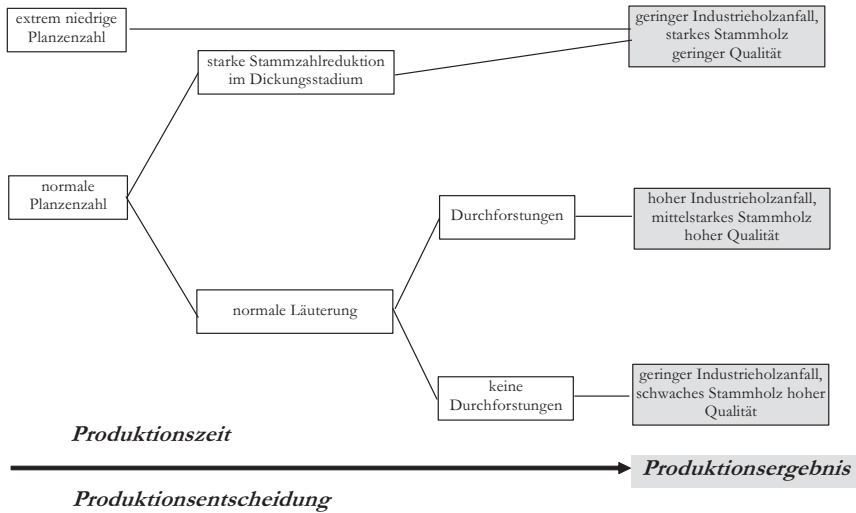


Abbildung 4.3-17. Entscheidungsmöglichkeiten bei der Bestandesbehandlung (nach Moog, 1999).

Steht eine Entscheidung über eine Kulturbegrundung an, dann kann der Betrieb sich für einen konventionellen Pflanzverband entscheiden. Es kann aber auch ein extremer Weitverband gewählt werden, was den Zeithorizont für den Industrieholzanzfall verringert. Im Dickungsalter werden die Handlungsmöglichkeiten *drastische Stammzahlreduktion* und *normale Läuterung* berücksichtigt, in mittelalten Beständen die Optionen *periodische Durchforstungen* und *keine Durchforstungen*.

Empirische Grundlagen für die Anwendung regelbasierter Ansätze sind häufig vorhanden. Regelbasiert ist z.B. auch die Empfehlung von Schütz (1989) zur Überführung von gleichaltrigen in ungleichaltrige Fichtenbestände (Abb. 4.3-18). Der Entscheidungsbaum ist in Form eines Flussdiagramms dargestellt.

Abhängig vom Ausgangszustand gibt es nach den Regeln von Schütz drei mögliche Lösungen:

- a) Die **klassische Plenterdurchforstung** mit ständiger Verbesserung und Verfeinerung der Bestandesstruktur in Richtung Idealzustand.
- b) Die **direkte Überführung** junger Bestände durch punktuelle Differenzierung.
- c) Die Überführung mit Hilfe der **Folgegeneration**.

Regelbasierte Systeme, die sich am aktuellen Waldzustand orientieren, wie zum Beispiel der Entscheidungsbaum von Schütz (1989), sind realistischer und haben daher eine groere Aussicht, befolgt zu werden, als solche, die sich auf einen Idealzustand beschränken.

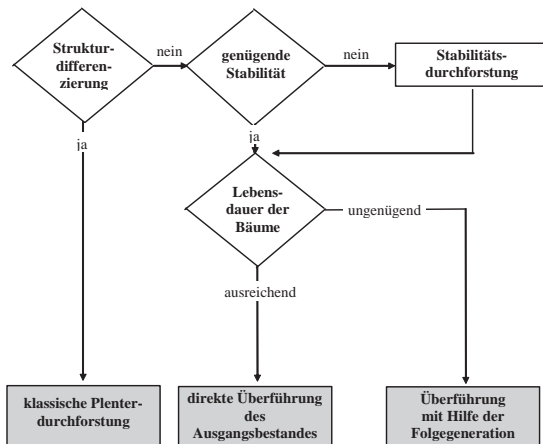


Abbildung 4.3-18. Entscheidungsbaum für die Überführung von gleichaltrigen in ungleichaltrige Fichtenbestände nach Schütz (1989).

Zu den „realitätsbezogenen“ Regeln gehört zum Beispiel die in Abbildung 4.3-19 dargestellte Empfehlung für die Behandlung von unterschiedlich begründeten und durchforsteten Fichtenbeständen nach Johann u. Pollanschütz (1981).

		Ho [m]			
		300	350	400	500 - 600
		Hiebsruhe			
		Niederdurchforstung			Nieder durchforstung (<100?) (>90?)
		Z-Bäume: 300 - 350	250 - 300	200 - 250	
		H/D-Wert: 70 - 80	80 - 85	85 - 90	
Durchforstung		Auslesedurchforstung			Läuterung
Stammzahlreduktion			nachgeholt	verspätet nachgeholt	endgültig versäumt
		nicht notwendig	rechtzeitig durchgeführt	versäumt	versäumt
Ausgangsstammzahl		normal	zu hoch	zu hoch	zu hoch
			zu hoch	zu hoch	zu hoch

Abbildung 4.3-19. Regelbasierte Empfehlungen für die Behandlung von Fichtenbeständen nach Johann u. Pollanschütz (1981).

Aus der Darstellung können unterschiedliche situationsabhängige Regeln bzw. Entscheidungsbäume für die zukünftige Weiterbehandlung von Fichtenbeständen, immer ausgehend von einem konkreten Zustand, abgeleitet werden.

Eine wichtige Voraussetzung für eine sinnvolle Steuerung der Waldentwicklung sind Erfahrungen über genetisch geprägte Eigenarten der Waldbäume, die formalisiert in regelbasierten Systemen verwendet werden können. Nach Thomasius (1988) unterscheiden sich *zyklogenetische* Typen nach der Lebenserwartung und dem Entwicklungsablauf, *auxogenetische* Typen nach der Dimension im Reifestadium (Tab. 4.3-9).

<i>Zyklogenetische</i> Typen (Zeittypen)	<i>Auxogenetische</i> Typen		
	<b>kleinwüchsig</b>	<b>mittelwüchsig</b>	<b>großwüchsig</b>
<b>kurzlebig</b>	Salweide, Hasel	Baumweide, Aspe Birke, Eberesche, Wildobst	
<b>mittellebig</b>	Wacholder	Roterle, Hainbuche	Esche, Spitzahorn Feldulme, Kiefer Fichte, Lärche
<b>langlebig</b>	Eibe	Winter- und Sommerlinde	Weißtanne, Bergahorn, Bergulme, Rotbuche St/Tr Eiche

Tabelle 4.3-9. *Zyklogenetische und Auxogenetische Baumtypen nach Thomasius (1988).*

Genetisch geprägte Differenzierungen, wie z.B. die Unterteilung in Licht- und Schattbaumarten, bilden die Grundlage für die natürliche Strukturdynamik von Waldbeständen. Ihre Kenntnis bildet eine Voraussetzung für die Entwicklung regelbasierter Ansätze zur Steuerung der Waldentwicklung. Um zu gewährleisten, dass eine großwüchsige, langlebige *Lichtbaumart* (Eiche, Ahorn, Esche) in einem Buchenbestand zum Reifestadium gelangt, bedarf es aktiver Förderung durch waldbauliche Maßnahmen, vor allem in der mittleren Altersphase. Solch eine Förderung ist weder im Verjüngungsstadium, wenn die Lichtbaumart noch schattenerträglich ist; noch im Reifestadium, wenn die Konkurrenzkraft der Buchen nachgelassen hat, erforderlich.

Eine Voraussetzung für die Entwicklung regelbasierter Ansätze ist schließlich auch die Kenntnis der Standortsansprüche der einzelnen Baumarten, wobei Klassifikationen oftmals besonders geeignet für die Formalisierung von Erfahrungswissen sind. Die Arbeit von Bruciamacchie u. Grandjean (1996) zeigt beispielhaft die Konkurrenzkraft unterschiedlicher Baumarten und Entwicklungsstadien auf 3 verschiedenen Kalkstandorten in Lothringen.



### 4.37 Vielfalt der Pfade

Eine gute Voraussetzung für die mittelfristige Steuerung ist der Vergleich unterschiedlicher Möglichkeiten der Waldentwicklung. Solch ein Vergleich ist in Abbildung 4.3-20 beispielhaft für einen *Pinus taeda*-Bestand in Südafrika dargestellt. Das Programm A ist gekennzeichnet durch eine relative lange Umtriebszeit von 35 Jahren und ein intensives Durchforstungsregime mit 3 Eingriffen. Der Zieldurchmesser beträgt 50 cm, die Ziel-Grundfläche 50 m<sup>2</sup>/ha. Das Programm B unterscheidet sich durch eine erheblich kürzere Umtriebszeit von nur 25 Jahren und eine frühe erste Durchforstung. Der Zieldurchmesser beträgt 40 cm, die Zielgrundfläche 43 m<sup>2</sup>/ha. Die zwei Pfade für den *Pinus taeda*-Bestand beschreiben idealisierte modellhafte Entwicklungen. Die Auswahl einer bestimmten Variante garantiert allerdings nicht, dass die Bestände sich tatsächlich dem Ideal entsprechend entwickeln.

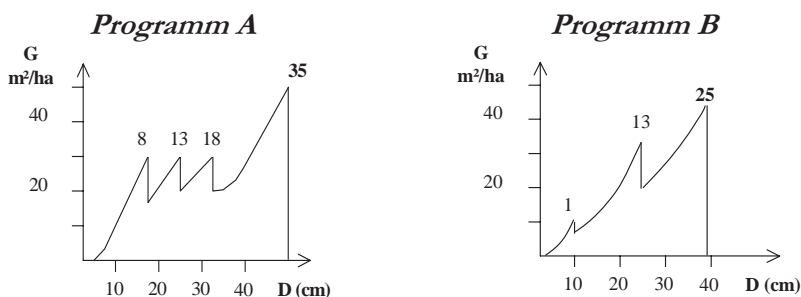


Abbildung 4.3-20. Zwei Waldbauprogramme für einen *Pinus taeda*-Bestand. Programm A ist gekennzeichnet durch eine spätere Erstdurchforstung, eine höhere Grundflächenhaltung und eine längere Umtriebszeit. Die Zahlen in der Grafik sind Altersangaben. Die absolute Oberbödenbonität beträgt 22,5 m mit Bezugsalter 20 Jahre.

Die optimale Entwicklung von Buchenbeständen ist wegen der großen Bedeutung der Baumart in Deutschland ein häufig diskutiertes Thema. Gegenstand der Diskussion sind u.a. die optimale Vorratshaltung, der Massenzuwachs pro ha und der Wertzuwachs der Einzelbäume. Abbildung 4.3-21 gibt eine idealisierte Darstellung von zwei unterschiedlichen Vorstellungen über die optimale Vorratshaltung und Baumartenmischung in Buchenbeständen.

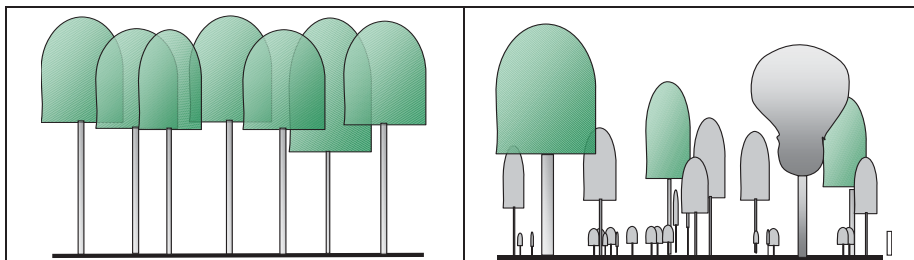


Abbildung 4.3-21. Idealisierte Darstellung von zwei unterschiedlichen Vorstellungen über die optimale Vorratshaltung und Baumartenmischung in Buchenbeständen.

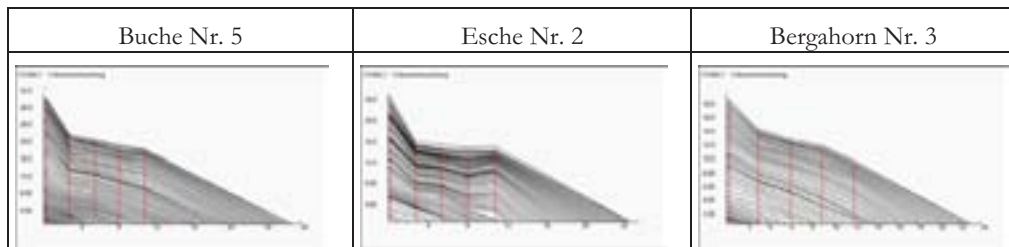
Hohe Massenzuwächse lassen sich mit hohen Vorratshaltungen erzielen. Geringe flächenbezogene Zuwächse werden in Kauf genommen, um hohe Einzelbaum-Durchmesserzuwächse zu erreichen und Rotkernbefall zu vermeiden (Altherr, 1971; Wilhelm et al., 1999). Baumartenmischungen werden angestrebt, um die Naturnähe zu erhöhen und das „Warenlager“ möglichst vielfältig zu gestalten. Die Frage, wie weit sich das Dickenwachstum von Buchen mit zunehmender Kronenexpansion und zunehmendem Freistand steigern lässt, ist bisher nur wenig untersucht. Klädtke (2002) stellte fest, dass stark freigestellte, großkronige Buchen etwa 90 Jahre brauchen, um einen Brusthöhendurchmesser von 60 cm zu erreichen, was einem mittleren Durchmesserzuwachs im Alter 90 von 0,67 cm pro Jahr entspricht. Freise u. Spiecker (1999) konnten mit Hilfe von Stammanalysen ermitteln, dass Buchensolitäre in Baden-Württemberg jährliche Zuwächse des Brusthöhendurchmessers bis zu 2,5 cm erreichen können. Eine ähnliche Untersuchung wurde 1999 in der Weiserfläche *Lensahn* in einem artenreichen Buchenmischbestand in Ostholstein durchgeführt. Der Bestand wurde gegen Kriegsende im Groß-Schirmschlagverfahren verjüngt; das Brusthöhenalter der Bäume schwankte zwischen 47 und 65 Jahren. Die Grundfläche betrug 1999 vor einer anstehenden Durchforstung 28,4 m<sup>2</sup>/ha (Tab. 4.3-10).

Baumart	Stammzahl pro ha	Grundfläche m <sup>2</sup> /ha
Buche	485.1	14.1
Bergahorn	36.7	3.1
Esche	38.3	1.9
andere Arten	106.6	9.3
Gesamt	666.7	28.4

Tabelle 4.3-10. Stammzahl und Grundflächen der Baumarten in der Weiserfläche *Lensahn*, Ostholstein.

Im Jahr 1999 betragen die Brusthöhendurchmesser der stärksten Lärchen 64 cm, die der stärksten Douglasien 60 cm, die der stärksten Buchen 55 cm und die der stärksten Eichen 40 cm. Der Eichenzuwachs entspricht etwa den veröffentlichten dänischen Eichenzuwächsen in stark durchforsteten Beständen (bis 0.76 cm/Jahr im Alter 65 nach Holten u. Diest, 1976). Die Ergebnisse der Stammanalysen einzelner Bäume sind in Abbildung 4.3-22 aufgeführt.

Die Vielfalt der Waldstrukturen lässt eine Fixierung auf ein allgemeingültiges Modell nicht zu. Weder das durch die Ertragstafel verkörperte Normalwaldmodell noch die Z-Baumprogramme oder die Stammzahlnormalitäten der Kontrollmethode oder andere vereinfachende Vorstellungen von der optimalen Waldstruktur bieten gute Orientierungshilfen für alle realen Situationen. Die Mehrzahl der Wälder in Mitteleuropa ist durch das räumliche Nebeneinander vielfältiger Baumartenmischungen und Dimensionsverteilungen gekennzeichnet. Dadurch ergeben sich für jeden Bestand ganz individuelle Entwicklungsmöglichkeiten, die nicht unbedingt auf andere Bestände übertragen werden können.



	<i>Buche 5</i>	<i>Esche 2</i>	<i>Bergahorn 3</i>
Alter (Jahre)	65	58	47
$d_{1,3}$ (cm)	54.6	43.1	32.1
h (m)	27	25	23
$\Delta d_{1,3}$ (cm)	0.84	0.74	0.68

Abbildung 4.3-22. Stammanalysedaten für drei Probebäume aus der Versuchsfläche Lensahn mit Angabe der durchschnittlichen Durchmesserzuwächse ( $\Delta d_{1,3}$ ).

Mehrere Entwicklungspfade sind auch für ungleichaltrige Bestände zunächst relativ einfach zu erzeugen. Eine Voraussetzung ist die Lösung von den schematischen Vorgaben der Ertragstafeln. Abbildung 4.3-23 zeigt ein stark vereinfachtes Beispiel mit vier Entwicklungspfaden für einen Buchenbestand im Forstamt *Bovenden*.

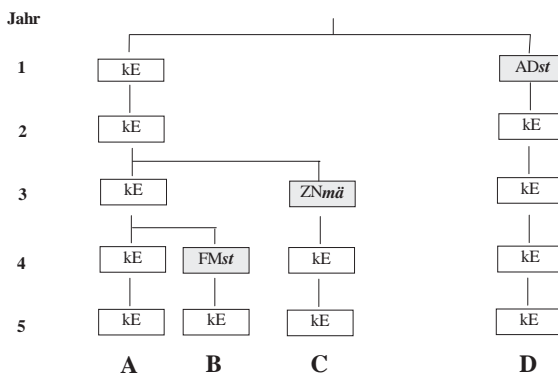


Abbildung 4.3-23. Vier Entwicklungspfade für einen Buchenbestand. Die Symbole bedeuten: kE = kein Eingriff; ZNst = Zielstärkennutzung starker Eingriff; FMst = Femelschlag, starker Eingriff; Adst = Altdurchforstung, starker Eingriff.

Um unterschiedliche Pfade generieren zu können, benötigt man einen Durchforstungsalgorithmus und ein Wachstumsmodell. Außerdem sollte es möglich sein, Schadereignisse und Überlebenswahrscheinlichkeiten zu schätzen. Mit Hilfe des Durchforstungsalgorithmus werden forstliche Begriffe wie Stärke und Art der Durchforstung in eine quantitative Entnahmevorschrift übertragen. Das Wachstumsmodell schätzt die Reaktion der Bäume auf unterschiedliche Eingriffe.

In den Arbeiten von Gurjanov et al. (2000) und Sánchez et al. (2001) wurde die Eignung verschiedener Wachstumsmodelle für durchforstete gleichaltrige Fichtenbestände untersucht. Basierend auf diesen Untersuchungen entstand schließlich ein Wachstumsmodell für Fichtenbestände, dessen Hauptelemente in Tabelle 4.3-11 dargestellt sind.

Das Wachstumsmodell schätzt die Entwicklung der Grundfläche, der überlebenden Stammzahl und der Bestandeshöhe aus bekannten realen Ausgangsdaten. Solch ein Bestandesmodell eignet sich gut für die Generierung unterschiedlicher Pfade der Waldentwicklung.

Grundfläche	$G_2 = \exp\left(\left(\frac{A_1}{A_2}\right) \cdot \ln G_1 + 5.5357 \cdot \left(1 - \frac{A_1}{A_2}\right) \cdot 0.0112 \cdot SI \cdot \left(1 - \frac{A_1}{A_2}\right) + 0.00681 \cdot \left(\ln N_2 - \left(\frac{A_1}{A_2}\right) \cdot \ln N_1\right)\right)$
Oberhöhe	$H = SI \cdot \left(\frac{1 - \exp(-0.0006 \cdot SI \cdot A)}{1 - \exp(-0.0006 \cdot 100 \cdot A)}\right)^{1.507}$
Mittelhöhe	$H_m = 0.5981 \cdot H^{1.1206}$
Formhöhe	$FH = -4.258 + 0.9401 \cdot (H_m) - 0.01063 \cdot (H_m^2)$
Bestandesvolumen	$V = G \cdot FH$
Mortalität	$N_2 = 1000 \cdot \left[\left(\frac{N_1}{1000}\right)^{-0.618365} + 0.000264 \cdot (H_2^{2.341983} - H_1^{2.341983})\right]^{-\frac{1}{0.618365}}$

Tabelle 4.3-11. Wachstumsmodell für gleichaltrige Fichtenbestände, entwickelt auf der Basis der Arbeiten von Gurjanov et al. (2000), Sánchez et al. (2001) und Vilčko (2002, 2005);  $A$ =Bestandesalter;  $SI$ =Oberhöhenbonität (Bezugsalter 100;  $m$ );  $G$ =Grundfläche ( $m^2/ha$ );  $N$ =Bäume pro  $ha$ ;  $H$ =Oberhöhe ( $m$ );  $H_m$ =Mittelhöhe ( $m$ );  $FH$ =Formhöhe ( $m$ );  $V$ =Bestandesvolumen pro  $ha$  ( $m^3/ha$ ).

Zu den für die zukünftige Waldentwicklung entscheidenden Maßnahmen zählen insbesondere die Durchforstungseingriffe. Ein forstlicher Eingriff reduziert die Bestandesdichte und verändert die Struktur und die Wertvorräte. Die *Eingriffstärke* kann über die relative Grundflächenentnahme definiert werden. Die *Eingriffsart* spiegelt sich häufig in der Veränderung der Durchmesserverteilung wider. Diese Veränderung kann auf unterschiedliche Art beschrieben werden, zum Beispiel mit Hilfe des Trennungsparmeters oder des Stammzahl-Grundflächenverhältnisses:

Trennungsparmeter	Stammzahl-Grundflächenverhältnis
$SI = \frac{\bar{D}_{ver} - \bar{D}_{aus}}{\sigma_{ges}}$	$NG = \frac{(N_{aus} / N_{ges})}{(G_{aus} / G_{ges})}$

mit

- $D_{aus}, D_{ver}$  = mittlerer Durchmesser des ausscheidenden bzw. verbleibenden Bestandes  
 $\sigma_{ges}$  = Durchmesser-Standardabweichung des Gesamtbestandes  
 $N_{aus}, N_{ges}$  = Stammzahl des ausscheidenden Bestandes und des Gesamtbestandes  
 $G_{aus}, G_{ges}$  = Grundfläche des ausscheidenden Bestandes und des Gesamtbestandes.

Mit Hilfe des Wachstumsmodells und unter Vorgabe unterschiedlicher Durchforstungsansätze ist es möglich, zahlreiche Pfade der Bestandesentwicklung zu erzeugen. Abbildung 4.3-24 zeigt zwei Varianten für ein Zeitfenster von 20 Jahren (entwickelt von F. Vilcko).

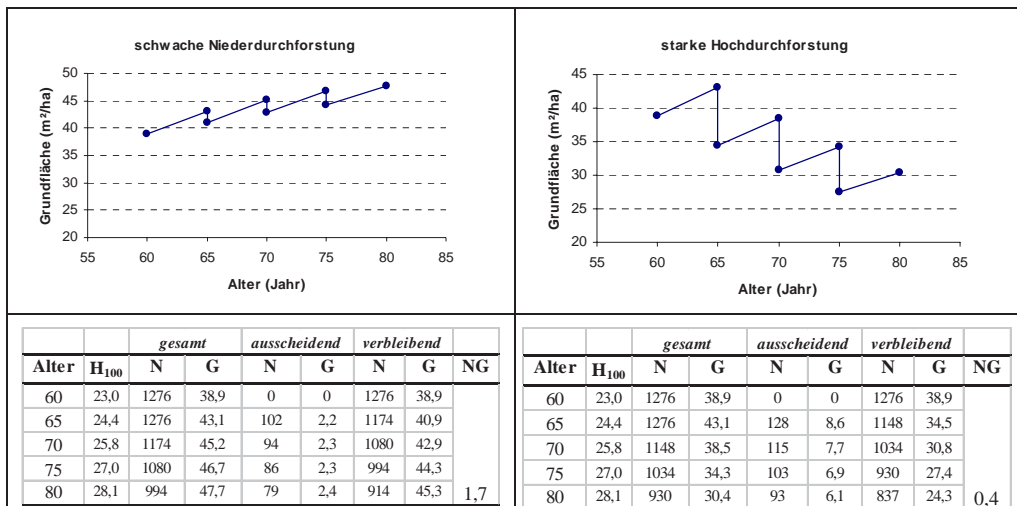
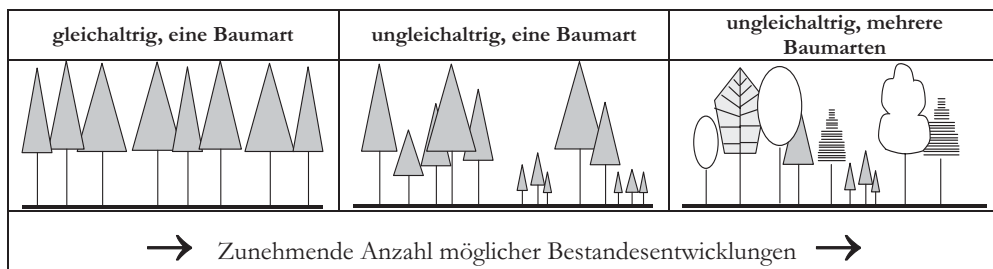


Abbildung 4.3-24. Grundflächenentwicklung eines Fichtenbestandes mit konkreten Ausgangsdaten für ein Zeitfenster von 20 Jahren.

Ein Entwicklungspfad ist eine spezielle Folge natürlicher Bestandesentwicklungen und forstlicher Eingriffe. Die Anzahl der möglichen Entwicklungspfade steigt mit zunehmender Strukturvielfalt<sup>2</sup>:



Der Grund für die Zunahme der möglichen Entwicklungspfade in ungleichaltrigen und artenreichen Wäldern liegt in der Tatsache, dass nicht nur die Stärke, sondern auch die Art der

<sup>2</sup> Wenn in jedem von n aufeinander folgenden Jahren ein Bestand entweder durchforstet werden kann oder nicht, dann gibt es  $2^{(n+1)}$  mögliche Kombinationen von Durchforstungszeitpunkten. Es soll aber in genau k der n Jahre durchforstet werden. Außerdem soll der zeitliche Abstand zwischen aufeinander folgenden Eingriffen festgelegt werden. Die Frage lautet daher: Wie viele mögliche Kombinationen von Durchforstungszeitpunkten gibt es, wenn innerhalb einer Forsteinrichtungsperiode von n Jahren genau k Mal durchforstet werden soll, wobei der zeitliche Abstand zwischen aufeinander folgenden Eingriffen mindestens j Jahre betragen soll? Bei genauer Betrachtung stellt man fest, dass die Anzahl der möglichen Durchforstungssequenzen gleich  $\binom{n - (k - 1) \cdot j}{k}$  ist.

Eingriffe sehr unterschiedlich sein kann. Um die große Anzahl der möglichen Pfade innerhalb praktischer Grenzen zu halten, entwickelten Hinrichs (2004) und Seo (2005) ein Verfahren zur Pfadgenerierung, dass sich an der maximal möglichen Bestandesdichte, dem *Natürlichen Bestockungsgrad* ( $\text{NatB}^{\circ}_{\max}$ ), orientiert. Der Eingriffszeitpunkt wird durch das Erreichen bzw. Überschreiten des  $\text{NatB}^{\circ}_{\max}$  bestimmt. Zu Beginn der Simulation und nach jeder Wachstumsperiode wird der beobachtete mit dem maximal erlaubten  $\text{NatB}^{\circ}$  verglichen. Der  $\text{NatB}^{\circ}$  ergibt sich aus dem Verhältnis der beobachteten Grundfläche in Relation zur maximalen Grundfläche. Die theoretisch mögliche Anzahl aller Handlungspfade berechnet sich dann aus:

$$\sum_{i=\min DF}^{\max DF} \text{Anzahl}(rG) \cdot \text{Anzahl}(\text{NatB}_{\max})^i \quad 4.3-10$$

wobei  $\min DF$  = minimale Durchforstungshäufigkeit;  $\max DF$  = maximale Durchforstungshäufigkeit;  $\text{Anzahl}(rG)$  = Anzahl der möglichen Eingriffstärken;  $\text{Anzahl}(\text{NatB}_{\max})$  = Anzahl der möglichen maximalen Dichtestufen.

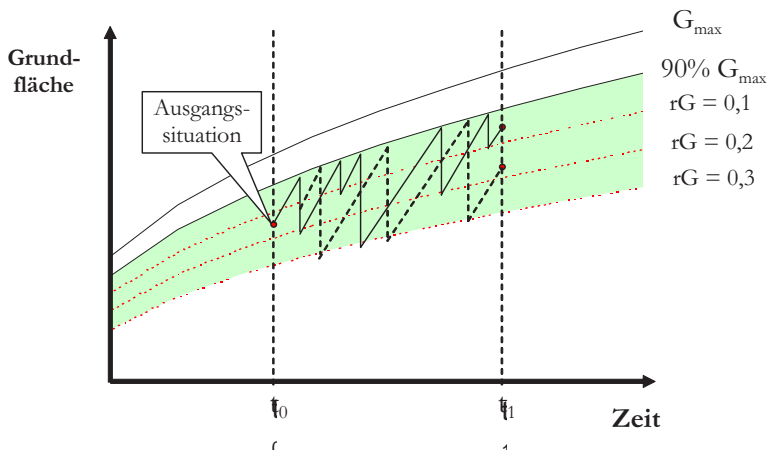


Abbildung 4.3-25. Der zulässige Handlungsraum wird durch die Maximaldichte ( $\%G_{\max}$ ), die Eingriffstärke ( $rG$ ) und das Zeitfenster ( $t_0, t_1$ ) bestimmt.

Wenn beispielsweise innerhalb einer Planungsperiode bei drei möglichen Eingriffstärken und zwei Dichtestufen 6 Eingriffe erlaubt sind, dann beträgt die Anzahl der möglichen Pfade:

$$\sum_{i=0}^6 (\beta \cdot 2)^i = 55987$$

In der Simulation werden alle Behandlungsvarianten aufgerufen und einem Plausibilitätstest unterzogen. Dieser prüft, ob sich der Pfad im definierten Handlungsraum befindet (Abb. 4.3-25). Ist dies der Fall, werden die Ergebnisse der Simulation gespeichert. Bei Überschreiten der

Restriktionen wird die Simulation abgebrochen. Ein weiteres Beispiel der Pfadentwicklung bietet die Arbeit von Guericke (2002) für Reinbestände der europäischen Lärche (Abb. 4.3-26).

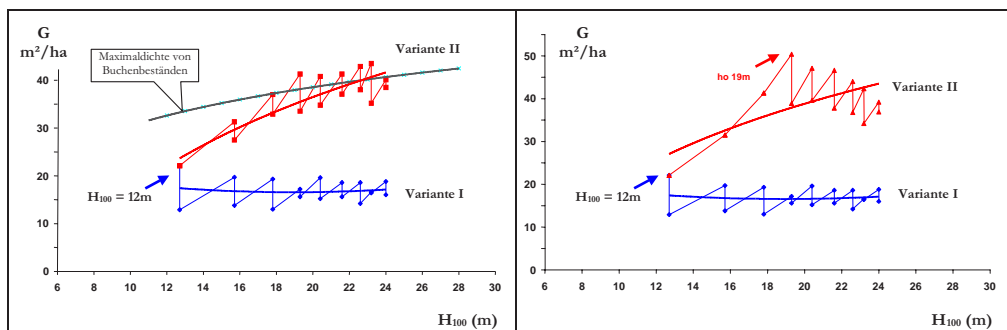


Abbildung 4.3-26. Entwicklung der Grundfläche über der Oberhöhe für zwei Behandlungsvarianten in einem mit europäischer Lärche bestockten Reinbestand (Guericke, 2002).

Der Entwurf eines Pfades ist ein geistiger Prozess, der die Auswirkungen bestimmter forstlicher Eingriffe auf die zukünftige Waldentwicklung abschätzt. Im Jargon der Ökonomie (Bamberg u. Coenenberg, 1994) bildet die Menge der Pfade ein Entscheidungsfeld, das durch die Merkmale Handlungsraum  $A$ , Zustandsraum  $Z$  sowie durch eine Ergebnisfunktion  $g$  gekennzeichnet ist. Für jede Aktion  $a$  aus  $A$  und jeden Zustand  $z$  aus  $Z$  gibt das Entscheidungsfeld die Konsequenzen  $g(a, z)$  an, die mit dem Zusammentreffen der Aktion  $a$  und dem Zustand  $z$  verknüpft sind. Dem Entscheidungsträger stehen zu einem bestimmten Zeitpunkt bestimmte Handlungsalternativen  $a_1, a_2, \dots, a_m$  offen. Die Menge  $A = \{a_1, a_2, \dots, a_m\}$  der möglichen Handlungsalternativen bildet den Handlungsraum<sup>3</sup> für einen bestimmten Einzelbestand.

Auf Grund ähnlicher Erwägungen, nämlich, dass Prognosen zur Entscheidungsfindung am besten beitragen, wenn sie auf realen Ausgangsdaten basieren, entwickelte Lappi (1992) den Managementsimulator *Jakta*, mit dessen Hilfe zahlreiche Management-Alternativen für einen speziellen Bestand mit gegebenen Zustandsgrößen generiert werden können. Jeder Bestand weist bestimmte Dichte-, Struktur- und Wertattribute auf, woraus sich unterschiedliche Möglichkeiten der Entwicklung ergeben.

Die Analyse unterschiedlicher Bestandespfade für einen konkreten Ausgangszustand hat sich inzwischen auch in Deutschland zu einem zentralen Thema der Forsteinrichtungs- und Waldwachstumsforschung entwickelt. Das Variantenstudium für *konkrete* Ausgangszustände beinhaltet eine erhebliche Fortentwicklung bisheriger Untersuchungen, deren Gegenstand *idealisierte* langfristige Entwicklungen von der Bestandesbegründung bis zur Endnutzung waren. Die Anzahl ideeller Entwicklungen ist sehr gering im Vergleich mit der Vielfalt der möglichen

<sup>3</sup> Synonyme Begriffe sind Aktionsraum, Aktionenraum, Aktionsfeld, Alternativenmenge, Entscheidungsraum, beeinflussbarer Teil des Entscheidungsfeldes.

Ausgangszustände für die realistische Handlungspfade untersucht werden müssen. Damit ist der wissenschaftliche Anspruch erheblich gestiegen.

#### 4.38 Schadpotential und Risiko

Aufgrund der langen Produktionszeiträume und der großen Vielfalt natürlicher, ökonomischer und technischer Störungen, die die Waldentwicklung beeinflussen können, sind Unsicherheit und Risiko unabdingbare Aspekte der Forsteinrichtungsforschung. Dennoch sind Anwendungen im Bereich der Risiko-Analyse überraschend selten, obwohl das methodische Angebot reichhaltig ist.

Ein *Schaden* bedeutet Verlust, gemessen in Geldeinheiten. Das *Schadpotential* schließt alle potentiellen Bedrohungen innerhalb einer gegebenen *Hazard-Domäne* ein (Abb. 4.3-27). Risiko ist definiert als ein erwarteter Verlust in einem räumlich und zeitlich definierten Bereich. Bei Vernachlässigung der Zinskosten ist der *erwartete Verlust* ( $r$ ) gleich dem Produkt aus dem *Schaden* ( $s$ ) ausgedrückt in Geldeinheiten und dessen *Eintrittswahrscheinlichkeit* ( $p$ ),  $r = s \cdot p$  (Gadow, 2001). Die Wahrscheinlichkeit, dass eine Fichte durch Wind geworfen wird, nimmt mit zunehmender Baumhöhe zu, während der Schaden selbst sich aus den erhöhten Erntekosten und dem geringeren Verkaufspreis ergibt.

Schadensart	Kiefer	Strobe	Fichte	Tanne	Lärche	Douglasie	Eiche	Roteiche	Buche	Linde	Bergahorn	Esche	Esskastanie	Erl/Birke	Pappel	Robinie	Nuss
Sturm																	
Schnee																	
Frost																	
Hitze																	
Dürre																	
Hagel																	
Rauch																	
Feuer																	
Pilze																	
Mäuse																	
Wild																	

sehr bedeutende Gefährdung     
 bedeutende Gefährdung  
 unbedeutende Gefährdung     
 keine Gefährdung

Abbildung 4.3-27. Potentielle Schadereignisse und Wahrscheinlichkeiten des Auftretens bei verschiedenen Baumarten nach Wellenstein (Speidel, 1972, S. 228)

Zu den frühen meist subjektiven Einschätzungen der Schadpotentiale für unterschiedliche Baumarten zählt die Übersicht von Speidel (1972; Abb. 4.3-27). Inzwischen haben sich zahlreiche Untersuchungen mit der Einschätzung von Schadpotentialen und Risiken befasst. König (1995) konnte Beziehungen zwischen dem Schadpotential in Fichtenbeständen und einer Reihe von Standortfaktoren, Bestandesattributen und Bestandesbehandlungen nachweisen. Auf der Basis aufwendiger Messungen entwickelten Kellomäki u. Peltonen (1998) Prognosemodelle zur



Standfestigkeit einzelner Bäume in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit und dem Bodentyp.

Das Schadpotential wird u. a. beeinflusst durch das Entwicklungsstadium der Bäume und durch die waldbaulichen Maßnahmen. Die Entwicklung einer Fichte kann im Jugendstadium durch Spätfrost oder Verbiss beeinflusst werden, im Alter durch Schneebruch und Rotfäule (Abb. 4.3-28). Entsprechend sind unterschiedliche Schadereignisse in Buchenbeständen zu erwarten, zum Beispiel Fällschäden, Rotkern oder Spritzkern, Frostschäden und Schleimfluss.

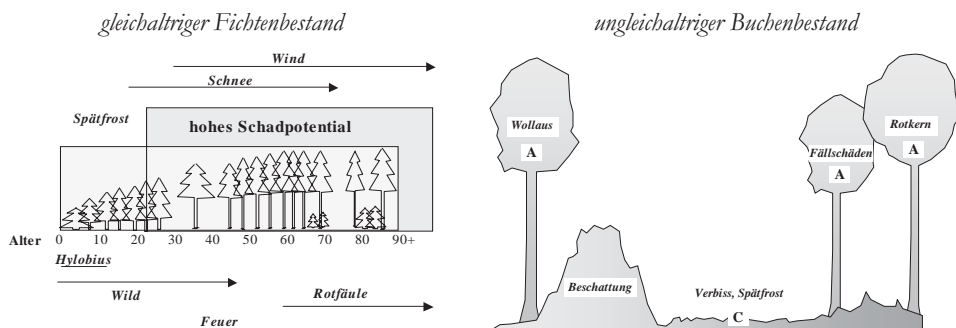


Abbildung 4.3-28. Potentielle Schadereignisse in einem gleichaltrigen Fichtenbestand (links, nach Otto, 1994) und in einem ungleichaltrigen Buchenbestand (rechts).

Kouba (1989) verwendete die Weibull-Funktion zur Schätzung der Überlebenswahrscheinlichkeit von Fichtenbeständen für mehrere Hazardfaktoren und deren kumulative Wirkung:

$$R(t) = 1 - F(t) = e^{-\lambda \cdot t^a} \tag{4.3-11}$$

mit  $R(t)$ =Überlebensrate und  $t$ =Bestandesalter. Die Parameter  $\alpha$  und  $\lambda$  können auf der Basis von jeweils zwei Werten von  $R$  und  $t$  geschätzt werden mit  $a = \ln\{\ln(R_1)/\ln(R_2)\} / \ln\{t_1/t_2\}$  und  $\lambda = -\ln(R_2) / \{t_2^a\}$ .

Mit Hilfe dieser Methode und unter Einbeziehung empirischer Daten und Erfahrungen aus der Praxis konnte Kouba (1989) Überlebensraten für drei Hazardfaktoren schätzen: durch Pflanzung bedingte Schäden, Schneebruch und Windfall. Kouba's Parameterschätzwerte sind in Tabelle 4.3-12 aufgeführt.

	<i>Pflanzung</i>	<i>Schnee</i>	<i>Wind</i>
R <sub>1</sub>	0,333	0,990	0,90
R <sub>2</sub>	0,100	0,001	0,20
t <sub>1</sub>	1	19	100
t <sub>2</sub>	2	90	200
Weibull α	1,0663	4,2002	4,2002
Weibull λ	1,09961	4,3E-08	3,5E-10

Tabelle 4.3-12. Weibull-Parameter zur Schätzung der Überlebensrate von Fichtenbeständen nach Kouba (1989).

Nach Einführung einer asymptotischen Eliminierungsrate  $c$ , kann die nachstehende Gleichung verwendet werden, um die Überlebenswahrscheinlichkeit für einen beliebigen Hazardfaktor zu schätzen:

$$R(t) = c \cdot e^{-\lambda \cdot t^a} + (1 - c) \quad 4.3-12$$

Die Beziehung zwischen dem Bestandesalter und der Überlebensrate ist in Abbildung 4.3-29 (auf der Basis der Daten in Tab. 4.3-40) grafisch dargestellt. Wenn die drei Hazardfaktoren Pflanzung, Schnee und Wind berücksichtigt werden, ist die gemeinsame Überlebensrate  $R_{all}(t)$  eine Funktion der individuellen Überlebensraten, nämlich:  $R_{all}(t) = R_{Pflanzung}(t) \times R_{Schnee}(t) \times R_{Wind}(t)$ .

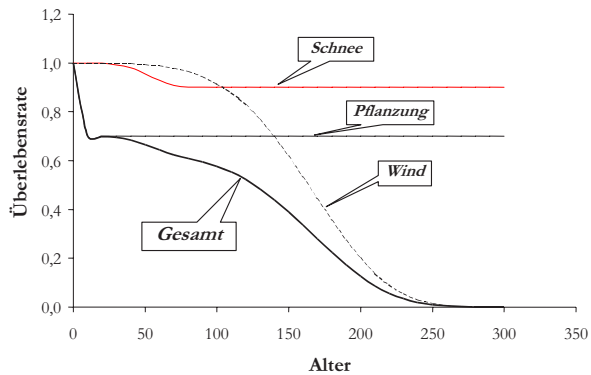


Abbildung 4.3-29. Überlebensrate von Fichtenbeständen unter Berücksichtigung von drei Hazard-Faktoren.

Besonders schwierig zu schätzen sind Risiken in Folge extremer Bedingungen, wie z.B. das Auftreten von starken Stürmen nach lang andauernden Niederschlägen oder Feuer in Trockenperioden bei gleichzeitigem Auftreten hoher Windgeschwindigkeiten. Das Maß der Unsicherheit ist umso höher, je seltener die Ereignisse eintreten, weil kaum Daten verfügbar sind. Daher werden häufig die Meinungen von Experten herangezogen, um empirische Beobachtungen zu ergänzen, unter Verwendung Bayes' scher Methoden, *Fuzzy Logic* oder *Delphi* Techniken. Inzwischen sind zahlreiche Anwendungen sogenannter Expertensysteme für die Schätzung von Umweltrisiken veröffentlicht (s. z.B. Schmoldt, 1987; Rust, 1988; Messing et al., 1989; Hamilton, 1989; Guay et al., 1992; Ball, 1997).

### 4.39 Dynamische Programmierung

Die gleichzeitige Optimierung von Durchforstungen und Umtriebszeit ist ein klassisches Problem der forstbetrieblichen Steuerung, das mit Hilfe der Methode der *Dynamischen Programmierung* gelöst werden kann. Die allgemeine Formulierung der Dynamischen Programmierung zur gleichzeitigen Bestimmung der optimalen Durchforstungsstärke und lautet nach Paredes u. Brodie (1997):

$$f_N(\mathbf{y}_N) = \sum_n r_n(\mathbf{t}_n) \quad 4.3-13$$

mit den Nebenbedingungen

$$\mathbf{x}_n - \mathbf{t}_n + \mathbf{g}_{n+1}(\mathbf{y}_n) = \mathbf{x}_{n+1} \quad \forall n = 1, 2, \dots, N-1 \quad 4.3-14$$

$$\mathbf{x}_n - \mathbf{t}_n = \mathbf{y}_n \quad \forall n = 1, 2, \dots, N \quad 4.3-15$$

$$\mathbf{x}_N - \mathbf{t}_N = \mathbf{0} \quad 4.3-16$$

wobei

$f_N(\mathbf{y}_N)$  = Wert der Zielfunktion bei der speziellen Abfolge von Durchforstungen in  $N$  Zeitperioden, die einen Endzustand herbeiführt, der durch  $\mathbf{y}_N$  beschrieben wird;

$r_n(\mathbf{t}_n)$  = Ertrag, der zum Zeitpunkt  $n$  erzielt wird als Resultat der Durchforstungsentscheidungen im Zustand  $n$  ( $\mathbf{t}_n$ ).

$\mathbf{y}_n$  = Vektor, der den Bestand zum Zeitpunkt  $n$  beschreibt, nachdem die Durchforstung  $\mathbf{t}_n$  durchgeführt wurde. Dieser Vektor beschreibt den verbleibenden Bestand.

$\mathbf{x}_n$  = Vektor, der den Bestand zum Zeitpunkt  $n$  vor der Durchforstung beschreibt.

$\mathbf{t}_n$  = Vektor, der die zulässigen Durchforstungsstärken zum Zeitpunkt  $n$  beschreibt, die den Bestand  $\mathbf{y}_n$  zu  $\mathbf{x}_n$  transformieren und den Ertrag  $r_n(\mathbf{x}_n, \mathbf{t}_n)$  liefern.

$\mathbf{g}_{n+1}(\mathbf{y}_n)$  = Vektor von Zuwächsen für den Bestand vom Zeitpunkt  $n$  bis zum Zeitpunkt  $n+1$ .

Zur Lösung dieser Formulierung ist es notwendig, alle Zustandsvariablen zu berücksichtigen, die den Zustandsvektor  $\mathbf{y}_n$  bestimmen. Wenn zum Beispiel ein Bestandesmodell verwendet wird, müssen mindestens drei Zustandsvariablen berücksichtigt werden: Grundfläche, Stammzahl und Bestandeshöhe. Die rekursive Gleichung, die dem Lösungsalgorithmus der Dynamischen Programmierung entspricht, lautet dann:

$$f_n(\mathbf{y}_n) = \max_{(\mathbf{x}_{n-1}, \mathbf{t}_n)} \{r_n(\mathbf{x}_n, \mathbf{t}_n) + f_{n-1}(\mathbf{y}_{n-1})\} \quad 4.3-17$$

wobei  $r_n(\mathbf{x}_n, \mathbf{t}_n)$  den Ertrag bezeichnet, der zum Zeitpunkt  $n$  anfällt, wenn die Durchforstungsentscheidung  $\mathbf{t}_n$  zutrifft.

Bei Verwendung der *Faustmann'schen* Formel werden die jährlichen Reinerträge bis zum Umtriebsalter prolongiert, und anschließend auf das Jahr der Bestandesbegründung diskontiert.

Grundlage der bestandesweisen Bewertung ist nicht, wie bei der Faustmann'schen Formel, die Abfolge von Maßnahmen von der Begründung bis zur Ernte in einem Idealwald, sondern eine spezielle Folge von Maßnahmen für einen realen Bestand, die innerhalb eines „Zeitfensters“ von  $n$  Jahren stattfinden sollen. Die jährlichen Reinerträge ergeben sich aus der Differenz von Erträgen und Aufwendungen. Der Wert des stehenden Vorrats am Ende des Zeitfensters wird als *Terminalwert* bezeichnet. Grundlage der ökonomischen Bewertung ist der Zahlungsstrom innerhalb des Zeitfensters und der Terminalwert am Ende. Der Jetzwert der Eingriffsfolge (JW) ergibt sich aus der Summe der diskontierten Reinerträge (E-A) plus dem diskontierten Terminalwert (T) des Bestandes am Ende eines vorgegebenen Zeitfensters:

$$JW = \sum_{j=1}^n \frac{E_j - A_j}{(1+i)^j} + \frac{T}{(1+i)^n} \quad 4.3-18$$

Der Terminalwert kann durch kostspielige Vorratspflege erhöht oder durch die zwischenzeitliche Ernte wertvoller Bäume reduziert werden. Dies wäre eine einfache Investitionsentscheidung. Allerdings ist die Bestimmung des Terminalwertes nicht unumstritten (s. dazu Clutter et al., 1983). Dieses Prinzip unterscheidet sich grundsätzlich von der herkömmlichen Vorstellung, die besagt, dass für die Bewertung einer speziellen Waldentwicklung die gesamte Produktionsdauer berücksichtigt werden muss. Entscheidend ist die Erkenntnis, dass für jeden Bestand, ausgehend von einem beliebigen Zustand, unterschiedliche Entwicklungspfade existieren, die bewertbar sind (Hille et al., 1999).

Die rein ökonomische Beurteilung ist nicht immer ausreichend, denn häufig müssen mehrere Ziele gleichzeitig berücksichtigt werden. Zunehmende Bedeutung erlangt daher die multikriterielle Bewertung von Waldentwicklungspfaden. Eine Möglichkeit zur Schätzung der Teilnutzen-Funktion  $u_i(q_i)$  für ein bestimmtes Ziel  $i$  bietet der AHP (*Analytical Hierarchy Process*) von Saaty (1980). Pukkala (2002) bestimmt zunächst die Variationsbreite, den Maximal- und Minimalwert einer Zielgröße. Der Intervall zwischen dem Maximal- und Minimalwert wird dann in  $k$  Klassen gleicher Breite unterteilt. Daraus ergeben sich  $k+1$  Klassengrenzen, für die der Teilnutzen mit Hilfe von Paarvergleichen bestimmt wird. Die Teilnutzen werden so skaliert, dass ihre Summe den Wert 1 ergibt. Teilnutzen für  $q_i$  – Werte zwischen den Klassengrenzen werden mit Hilfe der linearen Interpolation bestimmt.

Ein einfaches, aber typisches Beispiel mit zwei Zielsetzungen soll das Vorgehen verdeutlichen. Das erste Ziel betrifft den Vorrat am Ende der Planungsperiode (Terminalvorrat  $T$   $m^3/ha$ ), der so hoch wie möglich sein soll. Das zweite Ziel ist die Maximierung des Bodenertragswertes (LEV  $€/ha$ ). Die beiden Ziele erhalten die Gewichte 0.4 and 0.6. Daraus folgt die Nutzenfunktion:

$$U = 0.4 \cdot u_1(T) + 0.6 \cdot u_2(P) \quad 4.3-19$$

mit  $T =$  Terminalvorrat ( $\text{m}^3/\text{ha}$ )  
 $P =$  Bodenertragswert (LEV €/ha)  
 $u_1, u_2 =$  Teilnutzenfunktionen für die zwei Zielgrößen.

Die Teilnutzen-Funktionen für die zwei Zielgrößen können mit Hilfe des Paarvergleichs nach Saaty beurteilt werden. Das Ergebnis einer paarweisen Beurteilung ist in der nachstehenden Tabelle aufgeführt:

<b>T</b>	1550	2380	3210	4040
<b>u (T)</b>	0.10	0.64	0.85	1.00
<b>P</b>	78	156		
<b>u (P)</b>	0.20	1.00		

Die entsprechenden Grafiken sind in Abbildung 4.3-30 dargestellt.

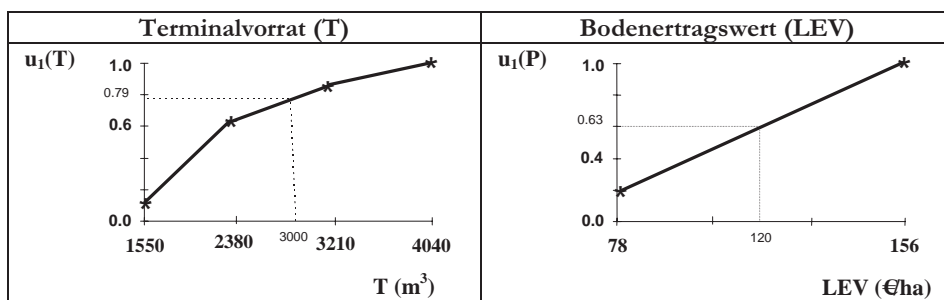


Abbildung 4.3-30. Die Variationsbreite der T- und P-Werte wird in vier Intervalle gleicher Breite unterteilt. Daraus ergeben sich fünf Klassengrenzen, die im Paarvergleich nach Pukkala (2002) beurteilt werden können. Teilnutzen für beliebige Werte von T und P ergeben sich durch lineare Interpolation zwischen den Klassengrenzen.

Der Gesamtnutzen einer Waldentwicklung ist gleich der Summe der Teilnutzen. Für die praktische Bestimmung solcher Teilnutzen-Funktionen steht inzwischen eine Auswahl von Verfahren zur Verfügung (Corner u. Buchanan, 1997; Kangas et al., 2001; Belton u. Stewart, 2001; Pukkala, 2002).

#### 4.4 Simultane Steuerung: Bestand und Betrieb

Gegenstand der *Einzelplanung* ist die Analyse der vielfältigen Bestandesentwicklungen. Die *Gesamtplanung* dagegen prüft, inwieweit die Erfordernisse der Nachhaltigkeit und andere Bedingungen (ausreichende Arbeitskapazität; Naturnähe) für den Betrieb insgesamt erfüllt werden können (Hessen, 2002, S. 4). Die gesamtbetriebliche Perspektive ist notwendig zur Ergänzung der bestandesweisen Sicht. Dieses Prinzip der Integration von Einzel- und Gesamtplanung ist ein klassisches Element der Forsteinrichtung und gilt unabhängig von der Betriebsart und den planungstechnischen Möglichkeiten.

Die gesamtbetriebliche Steuerung erfordert eine Suche nach der optimalen Kombination aller Bestandespfade, unter Berücksichtigung gesamtbetrieblicher Beschränkungen. Zu diesem Zweck werden spezielle Methoden aus dem Bereich der Unternehmensforschung verwendet. Das Prinzip der simultanen Lösung der Einzel- und Gesamtplanung kann mit Hilfe eines stark vereinfachten Beispiels verdeutlicht werden. Abbildung 4.4-1 zeigt zu diesem Zweck die Entwicklung eines hypothetischen Waldes mit drei Beständen.

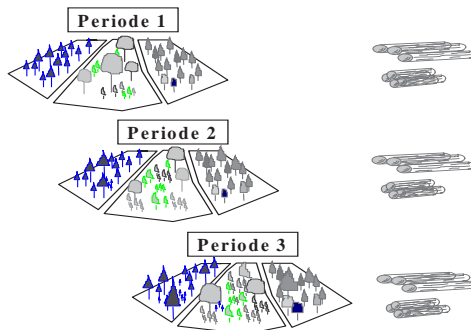


Abbildung 4.4-1. Schematische Darstellung eines Waldes mit drei Beständen und der periodischen Gesamtnutzungen zur Erläuterung des Prinzips der Untrennbarkeit von Einzel- u. Gesamtplanung.

Der hypothetische Wald in Abbildung 4.4-1 besteht aus drei Beständen mit unterschiedlichen Baumarten, Entwicklungsstadien und Mischungsformen. Für die drei Bestände A, B und C wurde im Rahmen einer Einzelplanung jeweils eine Maßnahmenfolge bestimmt. Der Planungszeitraum, das *Zeitfenster* der mittelfristigen Steuerung, umfasst drei Perioden von je 5 Jahren. Wenn in einer bestimmten Periode eine Maßnahme geplant wurde, ist das entsprechende Kästchen in der nachstehenden Tabelle schattiert:

Periode	A	B	C
1			
2			
3			

Im Bestand A sind keine Maßnahmen geplant. Für den Bestand B ist eine Aktivität in der ersten und eine weitere in der dritten Periode vorgesehen. In C soll eine Maßnahme in Periode 1 durchgeführt werden. Die drei Maßnahmenfolgen ergeben ein bestimmtes Raum-Zeit-Muster der Waldnutzung, das in Abbildung 4.4-2 dargestellt ist.

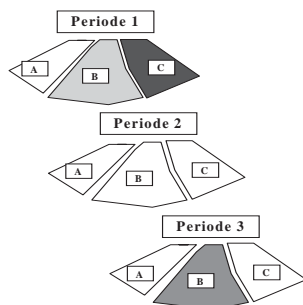


Abbildung 4.4-2. Ein mögliches Raum-Zeit-Muster der Waldentwicklung.

Der Begriff *Raum-Zeit-Muster* forstbetrieblicher Maßnahmen ist zutreffend, weil die Bestände innerhalb des Waldes lagemäßig bestimmt sind. Die schematische Darstellung in Abb. 4.4-2 verdeutlicht, dass sich die Entwicklung eines Waldes durch die Zeit durch drei Karten darstellen lässt, auf denen die Maßnahmen sichtbar gemacht werden. Das vorliegende Raum-Zeit-Muster der Einzelplanung ist aber offensichtlich nicht befriedigend, weil die Nutzung der Ressourcen und der Einsatz der betrieblichen Produktionsmittel ungleich auf die drei Perioden verteilt sind. Es sind zu viele Maßnahmen für die erste Periode und zu wenig für die zweite Periode geplant. Der dargestellte Plan mag für die einzelnen Bestände optimal sein, er ist offensichtlich aber aus gesamtbetrieblicher Sicht nicht günstig, weil die Nutzungen und Kapazitätsauslastungen nicht gleichmäßig verteilt sind. In einem weiteren Schritt könnte die zeitliche Anordnung der Maßnahmenfolgen geändert werden. Die Darstellung in Abbildung 4.4-3 zeigt das entsprechende zweite Raum-Zeit-Muster, - eine Folge der veränderten bestandesweise festgelegten Maßnahmenfolgen. Die Verteilung der Aktivitäten ist ausgeglichener. Da die Zielfunktion und die Beschränkungen nicht bekannt sind, ist jedoch nicht eindeutig bestimmbar, ob das neue Raum-Zeit-Muster optimal ist. Das Ergebnis der bestandesweisen Maßnahmenfolgen ist die

Bewegung der Betriebskarte durch die Zeit. Dabei stellt sich die Frage nach der Anzahl der möglichen Raum-Zeit-Muster forstbetrieblicher Maßnahmen.

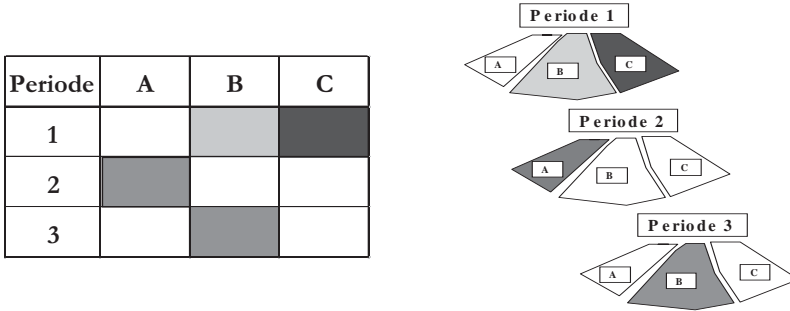


Abbildung 4.4-3. Modifizierte Zuordnung von Aktivitäten und die entsprechende „periodische Waldkarte“ – das neue Raum-Zeit-Muster der Waldentwicklung.

Angenommen, es werden je 1 Maßnahmenfolge für die Bestände A und B, und 2 Maßnahmenfolgen für Bestand C festgelegt. Dann gibt es zwei mögliche Raum-Zeit-Muster, nämlich 111 und 112. Dementsprechend können zwei Maßnahmenfolgen für A, eine für B und drei für Bestand C generiert werden. Daraus ergeben sich sechs mögliche Betriebskarten, die in Abbildung 4.4-4 dargestellt sind. Nur eine der Alternativen ist in Bezug auf die bestandesweisen Zielsetzungen und die gesamtbetrieblichen Beschränkungen optimal.

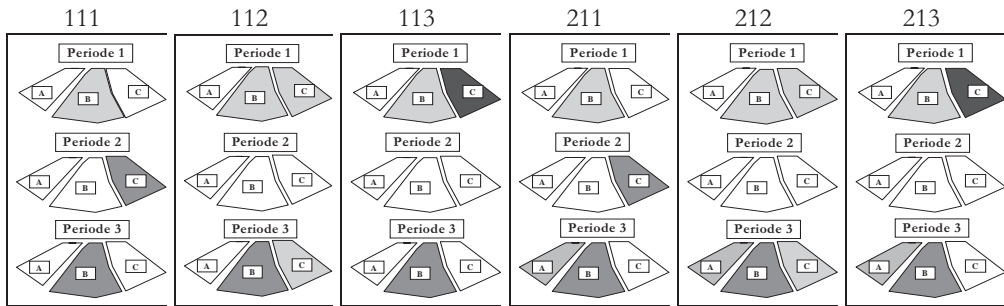


Abbildung 4.4-4. Sechs mögliche Raum-Zeit-Muster der Waldentwicklung, von denen eine Variante optimal ist.

Das Prinzip der gleichzeitigen Berücksichtigung bestandesweiser Zielsetzungen und gesamtbetrieblicher Beschränkungen soll mit Hilfe von zwei konkreten Beispielen erläutert werden.



4.41 Beispiel: Planung für einen Forstbetrieb in Russland

Der russische Forstbetrieb *Lissino* befindet sich im Leningrader Gebiet, ca. 70 km südlich von Sankt Petersburg. Die klimatischen Bedingungen sind günstig für die Hauptbaumarten Fichte und Kiefer. Der Mehrpfad-Ansatz wird nun für einen Teilbereich des Forstbetriebes *Lissino* beispielhaft erläutert. Aus Gründen der begrenzten Darstellungsmöglichkeit wird nicht der gesamte Betrieb, sondern nur ein aus 43 Beständen bestehender, arrondierter Teilbereich von insgesamt 107,1 ha dargestellt. In den ersten 4 Spalten der Tab. 4.4-1 sind die Bestandesflächen, die führende Baumart und das Bestandesalter aufgeführt.

Bestand Nr.	Fläche ha	Baumart	Alter	Pfad 1 (m³ genutzt im Zeitraum)			Pfad 2 (m³ genutzt im Zeitraum)			optimale Pfadkombination		
				2005 – 2014	2015 – 2024	2025 – 2034	2005 – 2014	2015 – 2024	2025 – 2034	2005 – 2014	2015 – 2024	2025 – 2034
1	4,8	Fi	70	0	0	0	0	0	0			
2	1,0	Bi	60	0	0	269	0	0	67			269
4	1,9	Fi	70	0	0	0	0	0	0			
5	1,8	Ki	60	0	0	0	0	0	0			
6	3,5	Fi	60	0	0	0	0	0	0			
7	4,1	Fi	60	0	0	0	0	0	0			
8	1,8	Bi	60	0	0	513	0	0	128			513
9	3,8	Bi	60	0	0	1490	0	0	372			1490
10	2,1	Ki	50	0	0	0	0	0	0			
11	0,9	Ki	150	275	0	0	0	295	0	295		
12	6,5	Fi	150	2405	0	0	0	2535	0	2405		
13	1,5	Ki	70	0	0	0	0	0	0			
14	2,1	Ki	60	0	0	0	0	0	0			
15	1,3	Fi	55	0	0	0	0	0	0			
16	5,0	Fi	160	1435	0	0	0	1540	0		1540	
17	2,4	Fi	60	0	0	0	0	0	0			
18	5,2	Fi	90	0	0	0	0	0	0			
19	8,3	Fi	160	3370	0	0	0	3519	0	3370		
20	5,1	Bi	70	0	1862	0	0	0	1994			1994
21	3,9	Fi	80	0	0	0	0	0	0			
22	1,0	Fi	80	0	0	0	0	0	0			
23	0,5	Lä	65	0	0	0	0	0	0			
24	1,2	Fi	100	400	0	0	0	436	0		436	
25	3,9	Fi	100	0	0	1591	0	0	0			1591
26	1,1	Fi	70	0	0	0	0	0	0			
27	2,7	Ki	75	0	0	0	0	0	0			
28	1,3	Fi	100	420	0	0	0	449	0		449	
29	0,4	Bi	90	94	0	0	0	102	0		102	
30	1,6	Fi	100	0	0	611	0	0	0			611
31	1,5	Fi	100	0	0	675	0	0	0			675
32	0,7	Fi	70	0	0	0	0	0	0			
33	4,1	Bi	110	1205	0	0	0	1320	0		1320	
34	3,0	Fi	90	0	0	0	0	0	0			
35	6,1	Fi	170	2684	0	0	0	2800	0		2800	
36	5,8	Ki	90	0	0	0	0	0	0			
37	1,0	Erl	35	71	0	0	0	94	0		94	
38	2,1	Fi	160	836	0	0	0	874	0	836		
42	0,9	Fi	100	0	0	374	0	0	0			374
43	1,2	Ki	80	0	0	0	0	0	0			
Summe	107,1			13194	1862	5523	0	13964	2561	6611	7036	7517

Tabelle 4.4-1. Bestandesflächen, führende Baumart, Bestandesalter, zwei Pfade und optimale Pfadkombination für einen arrondierten Teilbereich des Forstbetriebes Lissino.

Nach der Beschreibung der Ausgangsdaten sind für jeden Bestand zwei mögliche Pfade dargestellt. Ein Pfad ist jeweils durch die Angabe des Nutzungszeitraumes und der entsprechenden Nutzungsmasse gekennzeichnet.



Abb. 4.4-5. Optimale Pfad-Kombination: Lage der Nutzungen in drei 10-jährigen Nutzungsperioden: 2005 – 2014 (dunkel), 2015 – 2024 (hell) und 2025 – 2034 (grün)

Für 19 der 43 Bestände wurden zwei mögliche Pfade generiert, für die restlichen 24 Bestände kommt eine Nutzung während der Planungsperiode nicht in Frage. Die Anzahl der möglichen Pfadkombinationen ist also gleich  $2^{19}=524288$ . Die optimale Pfadkombination (dargestellt in den letzten drei Spalten in Tab. 4.4-2) ist in diesem Beispiel diejenige, welche den bestmöglichen Ausgleich der gesamten periodischen Nutzungsmassen ermöglicht.

#### 4.4.2 Beispiel: Planung für einen Forstbetrieb in Südafrika

Ein kleiner Forstbetrieb in den *Natal Midlands* in Südafrika, Teil einer größeren Farm, umfasst insgesamt 127.1 ha intensiv genutzte Waldfläche, die in 12 Abteilungen und zwei Betriebsklassen unterteilt ist. Die Daten des Forstbetriebes sind in Tabelle 4.4-2 aufgeführt.

Die Betriebsklasse *Kiefer* produziert Kiefernrundholz in unterschiedlichen Dimensionen und umfasst alle Abteilungen, die mit *Pinus taeda* bestockt sind. Das Hauptprodukt der übrigen Abteilungen, die mit *Acacia mearnsii* bestockt und in der Betriebsklasse *Wattle* zusammengefasst sind, ist *Wattle*-Rinde, die Tannine für die Produktion von Klebstoffen enthält.

Abt.	Fläche ha	Betriebs- klasse	Bäume pro ha	Alter	Bemerkungen
A	10.8	<i>Kiefer</i>	400	25	nie durchforstet
B	25.3	<i>Kiefer</i>	400	22	
C	5.4	<i>Kiefer</i>	1 100	3	
D	13.2	<i>Wattle</i>	1 500	3	
E	12.7	<i>Wattle</i>	1 461	5	
F	8.5	<i>Kiefer</i>	1 050	15	
G	3.9	<i>Wattle</i>	1 356	9	
H	7.6	<i>Wattle</i>	2 000	3	
I	4.2	<i>Kiefer</i>	400	15	
J	18.3	<i>Kiefer</i>	400	15	
K	5.0	<i>Wattle</i>	1 380	8	
L	12.2	<i>Kiefer</i>	650	5	

Tabelle 4.4-2. Ausgangsdaten des Forstbetriebes mit 12 Abteilungen und zwei Betriebsklassen.

Das Modell der mittelfristigen Steuerung berücksichtigt bestandesweise Ziele zur Auswahl der günstigsten Entwicklungsvariante und gleichzeitig gesamtbetriebliche Beschränkungen, und lautet:

### Modellelemente

- Variablen*  $X_{ij}$  = die Fläche (ha) der Abteilung  $i$  ( $i = 1 \dots I$ ), der der Handlungspfad  $j$  ( $j = 1 \dots J_i$ ) zugewiesen wird.
- Konstanten*  $M_{pt}$  = die gesamte Erntemasse des Produktes  $p$  ( $p = 1 \dots P$ ) in der Periode  $t$  ( $t = 1 \dots T$ )  $m^3$ .  
 $Q_{rt}$  = die gesamte verfügbare Menge der Arbeitstage  $r$  ( $r = 1 \dots R$ ) der Periode  $t$ .  
 $A_i$  = die Fläche (ha) der Abteilung  $i$ .
- Koeffizienten*  $u_{ij}$  = der Nutzen pro ha, wenn der Handlungspfad  $j$  der Abteilung  $i$  zugewiesen wird.  
 $v_{ijpt}$  = der Ertrag pro ha des Produktes  $p$  in der Periode  $t$ , wenn der Handlungspfad  $j$  der Abteilung  $i$  zugewiesen wird.  
 $w_{ijrt}$  = der Verbrauch an Arbeitstagen pro ha in der Periode  $t$ , wenn der Handlungspfad  $j$  der Abteilung  $i$  zugewiesen wird.

### Modellformulierung

*Zielfunktion* 
$$\sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^{J_i} u_{ij} X_{ij} \rightarrow \max.$$

*Nebenbedingungen* 
$$\sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^{J_i} v_{ijpt} X_{ij} = M_{pt} \quad \forall t, p$$

$$\sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^{J_i} w_{ijrt} X_{ij} = Q_{rt} \quad \forall t, r$$

$$\sum_{j=1}^{J_i} X_{ij} = A_i \quad \forall i$$

und 
$$X_{ij} \geq 0.$$

Für jede Betriebsklasse existiert ein ideales Waldbauprogramm, das zwar angestrebt wird, aber wegen vielfältiger Beschränkungen nicht immer durchgeführt werden kann. Die zwei Waldbauprogramme sind in der Tabelle 4.4-3 aufgeführt. Das mittelfristige Ziel besteht darin, in den nächsten 5 Jahren die jährliche Fluktuation des Arbeitskräftebedarfs und der Nutzungen möglichst gering zu halten, gleichzeitig aber dafür zu sorgen, dass die waldbaulichen Maßnahmen möglichst zeitgerecht und der Zielsetzung entsprechend durchgeführt werden. Außerdem ist die verfügbare Arbeitskapazität beschränkt. Wenn es unmöglich sein sollte, alle Maßnahmen unter diesen Bedingungen durchzuführen, dann sollten die wichtigsten Aktivitäten durchgeführt werden und die Aktivitäten mit der geringsten Priorität entfallen.

#### Betriebsklasse *Kiefer*

Alter (Jahre)	Ideale Maßnahme	Symbol	Holzertrag m <sup>3</sup> /ha	benötigte Arbeitstage
1	Pflanzung im Verband 3x3 m	PP		14/ha
4	1. Ästung bis 1.5 m	P1		2/ha
4	1.Läuterung 1100 → 650 Bäume/ha	T1		1/ha
5	2. Ästung bis 3 m	P2		3/ha
8	3. Ästung bis 5 m	P3		3.3/ha
12	2. Durchforstung 650 → 400 Bäume/ha	T2	68.0	0.25/m
13*	2. Durchforstung 650 → 400 Bäume/ha	T2	77.5	0.25/m
14	2. Durchforstung 650 → 400 Bäume/ha	T2	86.9	0.25/m
25*	Räumung	CP	425.9	0.20/m
26	Räumung	CP	432.6	0.20/m
27	Räumung	CP	438.8	0.20/m

#### Betriebsklasse *Wattke*

1	Verjüngung durch Saat, Unkrautbekämpfung, Düngung & Stammzahlreduktion auf 6 000 Bäume/ha	W1		58.5
2	Stammzahlreduktion auf 3 000 Bäume/ha, dann auf 2 000 Bäume/ha	W2		44.0
4	Stammzahlreduktion auf 1 500 Bäume/ha, Ästung	W3		4.5
8	Räumung & Entrindung	CW	20.9	200
9	Räumung & Entrindung	CW	22.7	200
10	Räumung & Entrindung	CW	24.2	200
11	Räumung & Entrindung	CW	25.3	200

Tabelle 4.4-3. Ideale waldbauliche Maßnahmen für die zwei Betriebsklassen Kiefer und Wattke (\* bezeichnet das optimale Alter für die Durchführung einer Maßnahme).

Das Problem der raum-zeitlichen Zuordnung von Maßnahmen in den einzelnen Abteilungen bei gleichzeitiger Berücksichtigung gesamtbetrieblicher Beschränkungen lässt sich sehr praktisch mit

Hilfe der Methode der *Linearen Programmierung* lösen. Dabei empfiehlt es sich, die Betriebsleitung einzuschalten, zum Beispiel bei der Bestimmung der Koeffizienten der Zielfunktion, die die waldbaulichen Präferenzen enthalten<sup>1</sup>. Die folgende Formulierung entspricht den Anforderungen der Betriebsleitung:

$$\text{maximiere } U = 9ACP1 + 9ACP2 + 12BCP3 + 9BCP4 + 9BCP5 + 13CP11 + 18CT11 + 13CP22 + 13CP35 + 15ECW3 + 12ECW4 + 12FCP3 + 9FCP4 + 12GCW1 + 18HW31 + 15HCW5 + 12KCW1 + 12KCW2 + 13LP33,$$

mit den Nebenbedingungen:

(a) Abteilungsflächen

$$CP11 = 5.4; CT11 = 5.4; CP22 = 5.4; CP35 = 5.4; ACP1 + ACP2 = 10.8;$$

$$BCP3 + BCP4 + BCP5 = 25.3; DCW5 \leq 13.2; ECW3 + ECW4 = 12.7; HW31 = 7.6;$$

$$FCP3 + FCP4 = 8.5; GCW1 = 3.9; LP33 = 12.2; HCW5 \leq 7.6; KCW1 + KCW2 = 5.$$

(b) Kiefernrundholz

$$\text{Jahr1: } 432.6ACP1 \leq 2000; \text{Jahr2: } 438.8ACP2 \geq 2000; \text{Jahr3: } 425.9BCP3 + 220.5FCP3 \geq 2000;$$

$$\text{Jahr4: } 432.6BCP4 + 221FCP4 \geq 2000; \text{Jahr5: } 438.8BCP5 \geq 2000.$$

(c) Wattlerinde

$$\text{Jahr1: } 24.2GCW1 + 20.9KCW1 \geq 100; \text{Jahr2: } 22.7KCW2 \geq 100; \text{Jahr3: } 20.9ECW3 \geq 100;$$

$$\text{Jahr4: } 22.7ECW4 \geq 100; \text{Jahr5: } 20.9DCW5 + 20.9HCW5 \geq 100;$$

(d) Arbeitstage

$$\text{Jahr1: } 86.5ACP1 + 2CP11 + CT11 + 200GCW1 + 4.5HW31 + 200KCW1 \leq 2200;$$

$$\text{Jahr2: } 87.8ACP2 + 3CP22 + 200KCW2 \leq 2200;$$

$$\text{Jahr3: } 85.2BCP3 + 200ECW3 + 44.1FCP3 + 3.3LP33 \leq 2200;$$

$$\text{Jahr4: } 86.5BCP4 + 200ECW4 + 44.2FCP4 \leq 2200;$$

$$\text{Jahr5: } 87.8BCP5 + 3.3CP35 + 200DCW5 + 200HCW5 \leq 2200.$$

Die Variablen sind die unbekanntes Flächen der Abteilungen A bis L, in denen bestimmte Maßnahmen (dritte Spalte in Tab. 4.4-43) während der Jahre 1 bis 5 stattfinden. ACP1 zum Beispiel bezeichnet die unbekanntes (zu bestimmende) Fläche in der Abteilung A, die im ersten Jahr endgenutzt wird; in ähnlicher Weise bezeichnet LP33 die Fläche der Abteilung L, die im dritten Jahr geästet wird. Die Lösung des Problems konnte nach 17 Iterationen mit Hilfe des Algorithmus von Hoganson u. Rose (1984) ermittelt werden.

Die Anfangswerte der Dualen Variablen für die Beschränkungsgleichungen wurden zunächst willkürlich festgelegt und dann nach jeder Iteration mit Hilfe der von Hoganson u. Rose (1984) vorgeschlagenen Glättungsformel unter Verwendung eines Glättungsfaktors von 0.015 wieder geschätzt. Die Formen der Beschränkung der Fluktuationen des Arbeitskräftebedarfs und der Nutzungen (sog. *even flow*-Beschränkungen) waren im Prinzip identisch. Die Lösung ist in Tabelle 4.4-4 aufgeführt.

<sup>1</sup> Einzelheiten dazu sind in Gadow and Bredenkamp (1992, S. 119 ff.) beschrieben.

Der in Tabelle 4.4-4 aufgeführte Plan berücksichtigt gleichzeitig die Ziele in den einzelnen Abteilungen und die gesamtbetrieblichen Beschränkungen. Einzelplanung und Gesamtplanung, in der klassischen Forsteinrichtung getrennte Aktivitäten, werden hier simultan durchgeführt. Die jährlichen Fluktuationen des Arbeitskräftebedarfs und der Produktmengen (Kiefernrundholz und Wattleinde) können nicht weiter reduziert werden, weil der Betrieb zu klein ist. Je größer die Anzahl der Einzelbestände und der Pfade innerhalb der Bestände, desto besser können die periodischen Fluktuationen ausgeglichen und die Zielsetzungen für den Betrieb erfüllt werden.

Abt	Jahr				Betriebsklasse
	1	2	3	4	
A	Df & Ästung	Kahl & Pflanz	Kahl & Pflanz	STR & Ästung Kahl & Pflanz STR 2000 Df auf 400/ha	Kiefer
B		Ästung 3 m			Kahl & Saat
C			Kahl & Pflanz Kahl & Saat		
E	Ästung 5 m	Kahl & Saat			Wattle
F			Kahl & Saat	STR 2000	Kiefer
G		Kahl & Saat			STR 2000
H	Kahl & Saat		STR 2000	Wattle	
K		Kahl & Saat		STR 2000	Wattle
L	Kahl & Saat		STR 2000		Kiefer
Kiefern Rundholz		1 785.0 m <sup>3</sup>		1 667.4 m <sup>3</sup>	1 831.4 m <sup>3</sup>
Wattle Rinde	94.4 t	121.0 t	265.4 t	158.0 t	
Arbeitstage	1 328.6	1 403.0	3 138.2	1 757.5	

Tabelle 4.4-4. Optimales Raum-Zeit-Muster der Massnahmen (Saat=Verjüngung durch Saat, erste Stammzahlreduktion, Unkrautbekämpfung, Düngung; Df=Durchforstung; Pflanz=Pflanzung; Kahl=Kahlschlag bzw. Räumung; STR=Stammzahlreduktion).

#### 4.43 Einbeziehung räumlicher Zielsetzungen

Das Mehrpfadprinzip ist ein sehr effektives und inzwischen auch weitgehend in der Praxis gebräuchliches Verfahren für die mittelfristige Steuerung der Waldentwicklung. Eine Voraussetzung für die praktische Anwendung der Methode ist die Generierung und Bewertung mittelfristiger Entwicklungspfade für Einzelbestände. Diese durchaus nicht triviale Aufgabe wurde bisher nur für relativ einfache Waldstrukturen gelöst (Clutter et al. 1984; Lappi, 1992). Eine weitere beispielhafte Anwendung soll die Möglichkeiten der Kombination von Einzel- und Gesamtplanung unter Berücksichtigung räumlicher Vorgaben zeigen.

Chen (2003) entwickelte eine Methode zur mittelfristigen Steuerung in zwei unterschiedlich grossen Waldgebieten im Forstamt Winnefeld im Solling. Die Zielfunktion besteht aus drei Komponenten:

$$a \cdot EC - b \cdot EF + c \cdot FSV \rightarrow \max \quad 4.4-1$$

$EC$  bezeichnet das ökonomische Kriterium *diskontierter Zahlungsstrom* während der Planungsperiode.  $EF$  ist ein sog. *even flow* Kriterium, das den Grad der Nutzungsfluktuation beschreibt; gewünscht wird eine möglichst ausgeglichene periodische Nutzung.  $FSV$  bezeichnet ein räumliches Kriterium; angestrebt ist eine möglichst starke räumliche Aggregation der Nutzungen zur raum-zeitlichen Konzentration des Harvester-Einsatzes.  $a$ ,  $b$  und  $c$  sind Gewichtungsfaktoren. Das ökonomische Kriterium *net present worth* ( $NPW$ ) wurde mit Hilfe des verallgemeinerten Faustmann-Modells von Chang (1998) berechnet. Die räumliche Variable „forest spatial value“ ( $FSV$ ) wurde wie folgt definiert:

$$FSV = \sum_{i=1}^N NV_i = \sum_{i=1}^N \sum_{k=1}^N \frac{R_{ik} L_{ik}}{D_{ik}} \quad (i \neq k) \quad 4.4-2$$

mit  $N$  Beständen;  $NV_i$  ist ein Nachbarschaftswert für den Bestand  $i$ ;  $R_{ik}$  ist ein Wert, der die Beziehung zwischen den Handlungspfaden von zwei benachbarten Beständen  $i$  und  $k$  angibt;  $L_{ik}$  ist die Länge der gemeinsamen Grenze zwischen den Beständen  $i$  und  $k$ , und  $D_{ik}$  ist der Abstand zwischen den Centroiden der Bestände  $i$  und  $k$  (Abb. 4.4-6).



Abbildung 4.4-6. Beispiel der Arc/INFO Polygon-Centroiden and Polylinien in einem Revierteil.

Zahlreiche Forstbetriebskarten liegen bereits digital vor. Diese Daten können durch die Nutzung von Arc/INFO- bzw. Arc/VIEW – Auswertungen für die räumliche Optimierung verwendet werden. Durch die Berücksichtigung der Abstände zwischen Polygon Centroiden und der Länge der Polylinien zwischen benachbarten Polygonen kann die räumliche Optimierung sehr flexibel gestaltet werden. Eine weitere Möglichkeit bietet die Berücksichtigung von Wegeabständen

zwischen Beständen bei der zeitlichen Zuordnung von Holzerntemaßnahmen. Erste Ergebnisse zeigen, dass die Konkretisierung dieser Vorstellung mit realistischen Rechenzeiten möglich ist.

Als dritte Komponente wird eine möglichst ausgeglichene jährliche Nutzung berücksichtigt. Die gesamte Zielfunktion unter Einbeziehung des Handlungspfad-Wertes und der räumlichen Aggregation der Nutzungen lautet dann:

$$a \times \sum_{i=1}^N NPW_i - b \times \sqrt{\sum_{j=1}^M \frac{(V_j - \bar{V})^2}{M}} + c \times \sum_{i=1}^N \sum_{k=1}^N \frac{R_{ik} J_{ik}}{D_{ik}} \rightarrow \max \quad (i \neq k) \quad 4.4-3$$

$M$  bezeichnet die Anzahl Jahre in der Planungsperiode und  $V_j$  die jährliche Nutzungsmenge;  $\bar{V}$  ist gleich der durchschnittlichen jährlichen Nutzungsmenge während der Planungsperiode. Für jeden Bestand wurden 21 unterschiedliche Waldentwicklungsvarianten generiert. Das ergibt bei 41 Beständen insgesamt  $21^{41}$  mögliche Kombinationen.

Eine heuristische Methode zur Lösung dieser Art forstlicher Planungsprobleme ist das *Simulated Annealing* (Kirkpatrick et al., 1983; Cerny, 1985; Yoshimoto et al., 1994; Murray and Church, 1995; Bettinger et al., 1997; Öhman and Eriksson, 1998). Die Methode basiert auf einer Analogie mit der Abkühlung und Kristallisation flüssiger Stoffe und ist in zahlreichen Publikationen näher erläutert (s. Metropolis et al., 1953; Chen, 2003; Seo, 2005). Die Entwicklung der drei Komponenten der Zielfunktion für das Beispiel *Winnefeld* ist in Abb. 4.4-7 dargestellt.

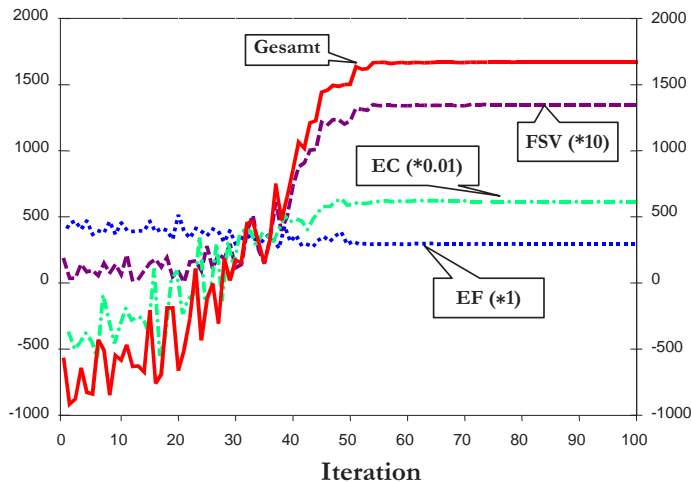


Abbildung 4.4-7. Entwicklung der drei Komponenten der Zielfunktion für das Beispiel *Winnefeld* mit Hilfe der Methode des *Simulated Annealing*.

Die optimale raum-zeitliche Zuordnung der Nutzungen ändert sich in Reaktion auf die Berücksichtigung unterschiedlicher Kriterienkombinationen in der Zielfunktion. Abb. 4.4-8 zeigt das entsprechende raum-zeitliche Ergebnis der Optimierung in der kartografischen Darstellung.



Heuristische Verfahren wie das *Simulated Annealing* werden zunehmend eingesetzt, um Probleme der mittelfristigen forstbetrieblichen Steuerung zu lösen. Diese Methoden können die Suche nach dem optimalen Raum-Zeit-Muster der forstbetrieblichen Steuerung auch für sehr große Forstbetriebe mit zahlreichen Beständen erleichtern.

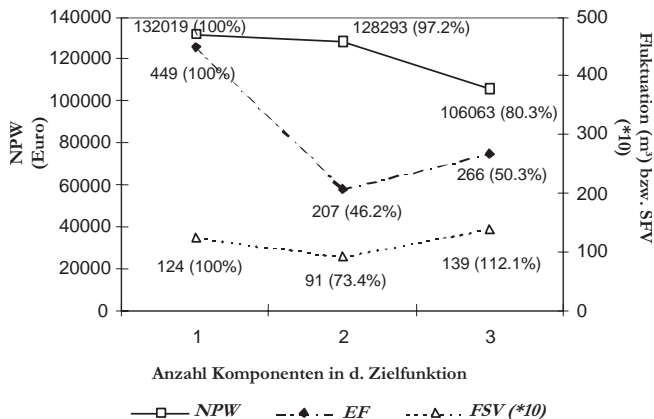


Abbildung 4.4-8. Vergleich der erreichten Werte der einzelnen Zielfunktionskomponenten unter Berücksichtigung von 1, 2 oder 3 Komponenten (1:nur NPW; 2: NPW und EF; 3: NPW, EF und FSV).

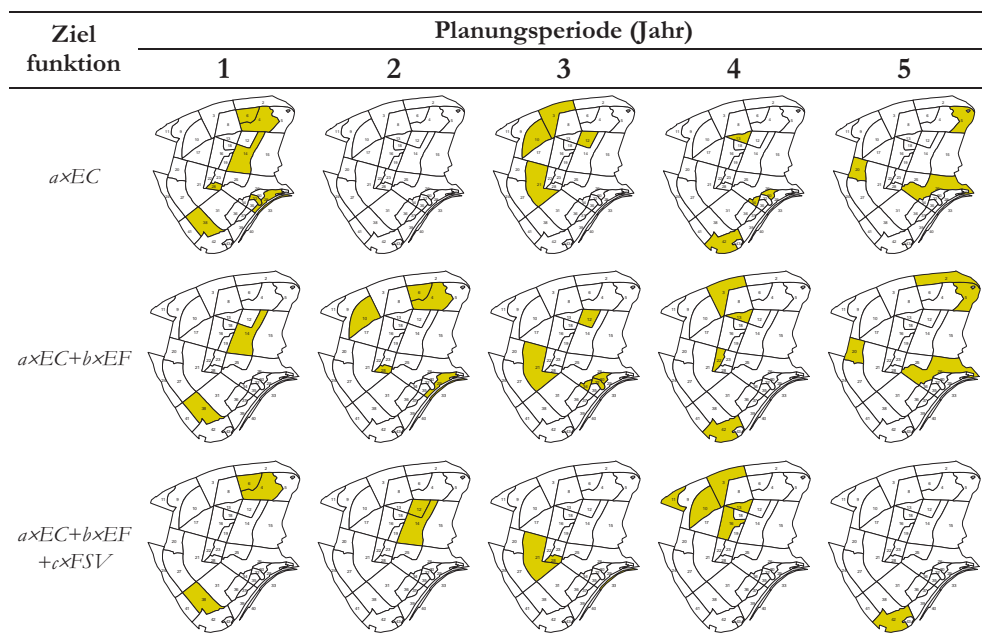


Abbildung 4.4-9. Die raum-zeitlichen Muster der Nutzung in der kartografischen Darstellung für den Betrieb im Solling. Die optimale raum-zeitliche Zuordnung der Nutzungen ändert sich in Reaktion auf die zusätzliche Berücksichtigung der Kriterien EF ("even flow") und FSV („forest spatial value“ = räumliche Aggregation der Nutzungen).

In seiner Dissertation beurteilte Chen (2003) die drei in der forstlichen Planung häufig verwendeten heuristischen Optimierungsmethoden *Simulated Annealing*, *Genetic Algorithm* und *Tabu Search*. Die Effektivität der drei Methoden wurde untersucht und mit dem Verfahren der Linearen Programmierung verglichen. Als Anwendungsbeispiel diente u.a. ein Forstbetrieb mit 1480 Beständen. Waldbauliche Handlungspfade wurden mit Hilfe eines Pfad-Editors definiert. Die Lösung mit Hilfe der Linearen Programmierung, im Vergleich mit den heuristischen Methoden, war umso besser, je strenger die Nebenbedingungen formuliert wurden, unter der Annahme, dass die Teilung von Beständen (in unterschiedliche Handlungspfade) zulässig ist. Der Vorteil der heuristischen Methoden liegt darin, dass sie in relativ geringer Rechenzeit zu einer ganzzahligen Lösung konvergieren, die nur geringfügig suboptimal ist.

Die Schattierungen in den Karten zeigen die Örtlichkeit der Eingriffe während einer Periode von 5 Jahren. Für jeden Bestand wurden bis zu 16 Handlungspfade generiert. Die Generierung erfolgte mit Hilfe eines eigens für diesen Zweck entwickelten Bestandeswuchsmodells auf der Basis der Arbeiten von Schübeler (1997) und Sánchez et al. (2001), und unter Verwendung der Eingriffsregeln nach Spellmann et al. (1999).

Der beschriebene Ansatz der Optimierung bietet zahlreiche Möglichkeiten der Steuerung der Waldentwicklung. Durch die Berücksichtigung der speziellen Möglichkeiten in jedem lagemäßig definierten Einzelbestand wird eine räumliche Planung möglich. Außerdem besteht grundsätzlich keine Notwendigkeit mehr, die Probleme der mittel- und kurzfristigen forstbetriebliche Planung isoliert zu betrachten. Angesichts der verfügbaren Möglichkeiten erscheint es sinnvoll, die unterschiedlichen Ebenen der forstlichen Planung gleichzeitig und in ihrer Gesamtheit zu berücksichtigen.

#### ***4.5 Kontrolle der Nachhaltigkeit***

Vor dem Hintergrund fortschreitender Waldzerstörung fand auf Beschluss der Generalversammlung der Vereinten Nationen 1992 in Rio de Janeiro die *United Nations Conference on Environment and Development (UNCED)* statt. Das Ziel der Konferenz war die Förderung einer nachhaltigen Entwicklung, die das Wachstum des wirtschaftlichen Wohlstandes mit der Förderung der sozialen Gerechtigkeit und Schonung der natürlichen Lebensgrundlagen verbindet (Burger, 1997; Bergen, 2001). Aufbauend auf den *Forest Principles* werden im Aktionsprogramm für das 21. Jahrhundert (Agenda 21) Maßnahmen gegen die Waldzerstörung formuliert. Zu den geforderten Maßnahmen gehören die Förderung der Bildung und Ausbildung; die Wiederaufforstung zerstörter Waldflächen; die verbesserte Bewertung und Vermarktung der Güter des Waldes und die Verbesserung der Informationen über die Waldentwicklung. Da diese Maßnahmen die wirtschaftliche Entwicklung der „Entwicklungsländer“ behindern können,

wurde zur Realisierung der genannten Vorhaben eine gezielte und kontrollierte Projektfinanzierung durch die „entwickelten Länder“ vorgeschlagen.

Diese Initiative findet ihre Begründung im Prinzip der Nachhaltigkeit der Waldnutzung. *Nachhaltigkeit* ist ein neutraler Zeitbegriff, der etwas aussagt über Dauer, Fortbestand, Stetigkeit und Gleichmaß von Zuständen und Leistungen. Der Begriff steht damit im Gegensatz zu „Verbrauch“, „Übernutzung“, „Raubbau“ oder „Vernichtung“ (Speidel, 1972).

Allgemeine Anerkennung und Anwendung als Leitidee bzw. Wirtschaftsprinzip der Forstwirtschaft erlangte die *Nachhaltigkeit* in der Wende vom 18. zum 19. Jhd. Der Ausdruck *nachhaltend* wurde bereits zu Beginn des 18. Jahrhunderts schriftlich belegt (Carlowitz, 1713). Mit den Methoden zur Bestimmung der nachhaltigen Holznutzung beschäftigten sich besonders Beckmann (1759) und Georg Ludwig Hartig (1804). Der Nachhaltsbegriff beinhaltete bis etwa zur Mitte des 19. Jahrhunderts die *Nachhaltigkeit der Holzträge*. Ab der Mitte des 19. Jahrhunderts wird von Carl Heyer (1841) und Friedrich Judeich (1871) die *Nachhaltigkeit der Holzherzeugung* gefordert. Nach Judeich wird ein Wald nachhaltig bewirtschaftet, „wenn man für die Wiederverjüngung aller abgetriebenen Bestände sorgt, so dass dadurch der Boden der Holzzucht gewidmet bleibt“.

Nach Speidel (1972, S. 54) sind diejenigen Handlungen als nachhaltig zu bezeichnen, die dem Forstbetrieb die Fähigkeit erhalten, dauernd und optimal Holznutzungen, Infrastrukturleistungen und sonstige Güter zum Nutzen der gegenwärtigen und künftigen Generationen hervorzubringen. *Dauernd* bedeutet kontinuierlich/ununterbrochen, *optimal* bedeutet den jeweiligen Zielsetzungen entsprechend. Speidel unterscheidet die *statische Nachhaltigkeit* - Fortdauer eines Zustandes und die *dynamische Nachhaltigkeit* - Fortdauer einer Leistung.

Es gibt kaum ein Politikergremium, das sich bei Äußerungen zu wirtschaftlichen Handlungskonzepten nicht auf das Prinzip der Nachhaltigkeit beruft. Vordergründig scheint damit erreicht, was viele Forstpraktiker immer wieder gefordert haben: Die Einführung des forstlichen Nachhaltigkeitsprinzips in das allgemeine Wirtschaftssystem (Richter, 1985). Das Wort „Nachhaltigkeit“ ist aber nicht nur vieldeutig, sondern so positiv mit Assoziationen behaftet, dass die Gefahr besteht, dass der Begriff zur „konsensstiftenden Leerformel“ verkommt (Oesten, 1984; Schanz, 1995). Nachhaltige Waldnutzung ist politisch korrekt, aber wie das Prinzip im konkreten Einzelfall realisiert werden kann, ist nicht immer offensichtlich.

#### 4.51 *Nachhaltigkeit der Holzherzeugung*

Die Forderung nach einer Nachhaltigkeit der Holzherzeugung geht auf Judeich (1871, S. 3) zurück. Auf gleichbleibend hohe Erträge wird zunächst verzichtet. Betont wird das inzwischen in Deutschland gesetzlich festgelegte Gebot der Wiederaufforstung. Diese *Flächennachhaltigkeit* hat

nicht überall den gleichen Stellenwert, was an einem Beispiel aus Südafrika gezeigt werden kann (s. Abb. 4.5-1). *Acacia mearnsii* (Wattle) ist eine Baumart, die seit Anfang dieses Jahrhunderts in der Provinz Natal in Südafrika angebaut wird und teilweise mit Zuckerrohr als Alternativenbau konkurriert. Hauptprodukt der Wattle-Bäume ist der Rindenextrakt als Basis für die Herstellung von Gerb- und Klebstoffen. Nebenprodukte sind Grubenholz, Holzschnitzel und Holzkohle.

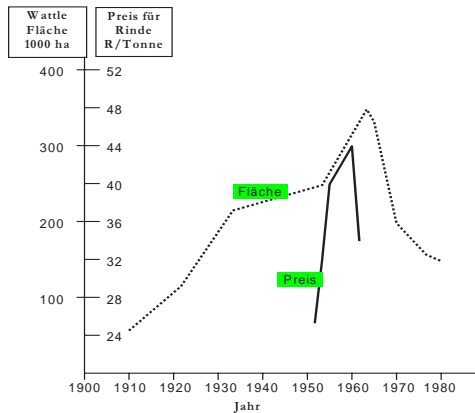


Abbildung 4.5-1. Schwankungen der Anbaufläche von *Acacia mearnsii* in Abhängigkeit vom Preis für die Rinde in Südafrika.

Aufgrund steigender Nachfrage stieg die Anbaufläche zunächst stetig an. Nach einem plötzlichen Preisanstieg reagierten die Farmer sofort mit zahlreichen Aufforstungen, denn die Einnahmen aus Wattleplantagen überstiegen selbst jene aus Zuckerrohr. Nach dem Preisverfall 1957 konnte die Umstellung allerdings nicht sofort erfolgen. Die Umtriebszeit musste abgewartet werden, und daher konnten die notwendigen Rückführungen zu einer ergiebigeren Landnutzung erst mit Verzögerung durchgeführt werden.

#### 4.52 Nachhaltigkeit der Holzerträge

Das Prinzip der Nachhaltigkeit der Holzerträge wird vollständig im *Normalwaldmodell* realisiert. Das 1826 zum ersten Mal von Hundeshagen beschriebene *Normalwaldmodell* verkörpert einen idealisierten Gleichgewichtszustand. Im *Normalwald* wird jedes Jahr nur der Zuwachs geerntet. Alle Altersstufen sind mit gleicher Fläche vertreten, und die Wachstumsbedingungen sind überall gleich. Es herrscht ein völliges Gleichgewicht zwischen Vorrat, Nutzung und Zuwachs.

Die Bestimmung der nachhaltigen periodischen Nutzung mit Hilfe von Hiebsatzweisern hat eine lange Tradition und zählte bis etwa zur Mitte des 20. Jahrhunderts zu den wichtigsten Aufgaben der Forsteinrichtung. Grundlage der Hiebsatzbestimmung ist das Normalwaldmodell. Das Nutzungspotential wird neben dem Zuwachs vor allem durch den Vorrat bestimmt.

Ursprünglich wurde für jeden Nachhaltsbetrieb eine strenge Nachhaltigkeit der Holzträge angestrebt. Als extremes Beispiel hierfür gelten die sog. *Massen-Fachwerks-Methoden*, bei denen in den verschiedenen Zeitperioden immer die gleiche Masse genutzt werden sollte (Hartig, 1804; Cotta, 1804).

Wie bereits erwähnt, führte die strenge Nachhaltigkeit zu betriebswirtschaftlichen Verlusten, wenn z.B. nur um das Gleichmaß der Nutzung zu gewährleisten, nicht-hiebsreife Bestände vorzeitig genutzt wurden oder reife Altbestände nicht genutzt werden durften. Heute begnügt man sich deshalb damit, die Nachhaltigkeit regional zu überwachen. Die strenge Nachhaltigkeit der Holzträge, im Normalwald realisiert, kann nur in einer angebotsorientierten, geregelten Marktwirtschaft realisiert werden. Ist die Nachfrage hoch, wird diese nicht befriedigt, weil der Einschlag beschränkt wird. Ist sie gering, wird trotz finanzieller Verluste die normale Holzmenge vermarktet.

#### 4.53 *Vorratsnachhaltigkeit im Dauerwald*

Die Kontrolle der nachhaltigen Nutzung im Dauerwald basiert auf dem Prinzip der Nutzung des Zuwachses nach einem vorgegebenen Hiebszyklus von  $n$  Jahren. Dieses Prinzip ähnelt zwar im Grundsatz dem Normalwaldmodell. Jedoch gibt es im Dauerwald keine Umtriebszeit und daher auch weder die für den schlagweisen Betrieb charakteristischen Bestimmungsgrößen *Normalvorrat* und *durchschnittlicher Gesamtwuchs*. Stattdessen basiert die Nachhaltskontrolle auf einer Kombination von Hiebszyklus und Residualvorrat. Eine Voraussetzung für die Anwendung dieser Art der Nachhaltskontrolle ist die Bestimmung der idealen Residualstruktur. Da die optimale Residualstruktur meistens unbekannt ist, beruht die Nachhaltbestimmung im Dauerwald häufig auf einer mehr subjektiven Einschätzung.

#### 4.54 *Gesetzliche Vorgaben*

Das Bundeswaldgesetz und die Waldgesetze der Länder enthalten Bestimmungen bzw. unmissverständliche Aussagen zur Nachhaltigkeit. Ein Forstbetrieb, der die Voraussetzungen der Nachhaltigkeit erfüllt, wird als *Nachhaltbetrieb* bezeichnet. Eine wichtige Voraussetzung für die Bezeichnung eines Nachhaltbetriebes ist eine Mindestfläche von 50 ha im schlagweisen Betrieb und von 5 ha im Plenterwald. Wenn die Bedingungen der Nachhaltigkeit nicht erfüllt sind, spricht man von einem *aussetzenden Betrieb* (Speidel, 1992).

#### 4.55 *Forstliche Massen- und Flächenkontrollen*

Die Analyse der Waldentwicklung bildet mit der Steuerung und dem Vollzug einen Führungsregelkreis (Abb. 4.5-2). Das entsprechende Managementkonzept berücksichtigt die ergebnisorientierte Koordination von Planung, Kontrolle und Informationsversorgung. Inhaltlich

geht es bei der Analyse darum, über Vorgänge und Ereignisse informiert zu sein, um beraten, koordinieren und eingreifen zu können, sodass die Ziele des Forstbetriebes erreicht werden.

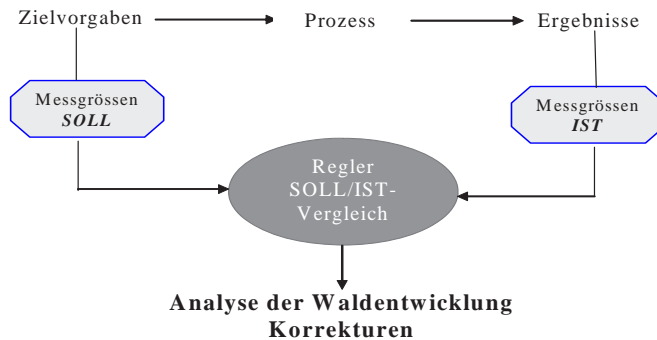


Abbildung 4.5-2. Die Analyse der Waldentwicklung bildet zusammen mit der Steuerung und dem Vollzug einen Führungsregelkreis.

Steuerung und Analyse sind Kernphasen des Führungsprozesses und zentrale Aufgaben der klassischen Forsteinrichtung. Nach Horváth (1996, S. 163) lassen sich fünf verschiedene Arten der Kontrolle unterscheiden:

- a) Ergebnisorientierte Kontrollen liefern Informationen über das Handlungsergebnis.
- b) Verfahrensorientierte Kontrollen vergleichen angewandte mit vorgeschriebenen Planungsprozessen.
- c) Die antizipierende Kontrolle sagt aufgrund früherer Beobachtungen die Veränderung bedeutender Einflussgrößen voraus.
- d) Bei der mitlaufenden Kontrolle wird die Ist-Entwicklung laufend mit der Soll-Entwicklung verglichen.
- e) Die nachträglich feststellende Kontrolle stellt die Abweichungen von bereits durchgeführten Aktivitäten gegenüber deren Planwerten fest.

Die Überwachung sollte möglichst durch die Handlungsträger selbst erfolgen, denn Selbstkontrollen ermöglichen schnelle Anpassungsmaßnahmen und generieren Lernprozesse im Sinne zukunftsorientierter Informationsgewinnung. Da aber Selbstkontrollen subjektiv geprägt sind und damit der Gefahr eines rechtfertigenden Informationsverhaltens unterliegen, sind aufgrund der Forderung nach Neutralität und Objektivität sowie im Interesse einer stellenübergreifenden Koordination zusätzliche Fremdkontrollen durch Vorgesetzte unerlässlich.

In der Realität hat die Vorgabe definierter Sollgrößen als Vergleichsmaßstab eine überragende Bedeutung. Sie ist mit der Istgröße über Rückkopplungsvorgänge so untrennbar verbunden, dass Planung und Kontrolle als Einheit behandelt werden müssen. Hauptzweck der Kontrolle ist die Verbesserung des Führungsprozesses. Zu diesem Zweck empfiehlt Tzschupke (1988) einen modularen Aufbau der forstlichen Erfolgskontrolle und eine Einteilung in 4 Kontrollbereiche (Tab. 4.5-1).

Kontrollbereich	Beispiel
<i>Waldbau</i>	Verjüngung, Stabilität
<i>Wirtschaftsergebnis</i>	Kosten/Erträge, Verfahren
<i>Sozialer Bereich</i>	Schutz, Erholung, Arbeit
<i>natürliche Lebensgrundlagen</i>	Energiebilanz, Bodenzustand

Tabelle 4.5-1. Kontrollbereiche der forstlichen Erfolgskontrolle (nach Tzschupke, 1988).

Kontrolle bedeutet zwar Überwachung, aber sie darf nicht nur als *Soll-Ist*-Vergleich verstanden werden. Von besonderer Bedeutung ist die *Analyse* der Abweichungen, die Aufschluss gibt über negative oder positive Entwicklungen. In diesem Sinne ist *Kontrolle* gleichzusetzen mit dem inzwischen allgemein gebräuchlichen Begriff *Controlling*, der eine weitergehende Bedeutung hat und sich nicht nur auf die Vergangenheit bezieht, sondern auch eine steuernde Funktion einschliesst (vgl. Horvath et al., 2000, S. 12).

Die traditionellen Analysen der Forsteinrichtung sind weitgehend vergangenheitsorientiert. Zu den Kontrollen gehören die periodischen Hiebsatzüberprüfungen und die jährlichen Angaben im Kontrollbuch. Bei der Massenkontrolle erfolgt eine Gegenüberstellung von Soll- und Ist-Einschlag, getrennt nach Vor- und Endnutzungen (Tab. 4.5-2). Dem *planmäßigen jährlichen Hiebsatz* und dem *Soll-Einschlag* des abgelaufenen Forstwirtschaftsjahres (*FWJ*), durch die Bezirksregierung festgesetzt, wird der *Ist-Einschlag* des abgelaufenen *FWJ* gegenübergestellt. Aufgrund dieser Angaben und gemäß den Vorschlägen des Forstamtes wird schließlich der Soll-Einschlag für das kommende *FWJ* festgesetzt.

Gesamtnutzung	<i>Ei</i>	<i>Bu</i>	<i>Fi</i>	<i>Summe</i>
<b>Hiebsatz (m<sup>3</sup>/J)</b>	850	100	4.250	5200
<b>Soll-Einschlag</b>	850	270	4.780	5900
<b>Ist-Einschlag</b>	1.174	279	6.034	7487
<b>Vorschlag Forstamt</b>	800	150	4.500	5450
<b>Festgesetzt</b>	800	150	4.500	5450

Tabelle 4.5-2. Ein etwas vereinfachtes Beispiel einer jährlichen Massenkontrolle.

Hiebsatzüberprüfungen werden durchgeführt, wenn die Grundlagen und Ziele der bisherigen Planung sich in einem Ausmaß verändert haben, das eine Korrektur erforderlich macht, zum Beispiel infolge einer Sturmkatastrophe.

Die jährliche Massenkontrolle wird ergänzt durch eine Flächenkontrolle. Bei der Flächenkontrolle werden die Soll- und Ist-Flächen für Läuterung, Durchforstung und Ästung miteinander verglichen (Tab. 4.5-3).

Maßnahmen	Läuterung	Jungdurchf.	Altdurchf.	Ästung
planmäßig	126	430	206	50
Soll-Fläche	200	800		20
Ist-Fläche	276	508	314	92
Vorschlag Forstamt	200	400	200	100
Festgesetzt	nicht erforderlich			

Tabella 4.5-3. Ein etwas vereinfachtes Beispiel einer jährlichen Flächenkontrolle (Angaben in ha).

Planmäßige Flächen, Soll- und Ist-Flächen werden für vier Maßnahmenkategorien aufgeführt. Im Beispiel wurden mehr Läuterungen, Altdurchforstungen und Ästungen durchgeführt, als im Vorjahr geplant waren. Die Vorschläge des Forstamtes bedürfen keiner Genehmigung. Als Maß der Abweichung kommen unterschiedliche Kenngrößen in Frage, zum Beispiel:

**Die Stärke der Abweichung:** relative Abweichung ( $|IST-SOLL|$  in Prozent vom *Soll*)

**Die Richtung der Abweichung:** die Summe der Abweichungen (*IST* minus *SOLL*)

Diese Kenngrößen können bei der Verfahrensanalyse oder im Betriebsvergleich verwendet werden.

Ein wichtiger Bestandteil des Betriebswerkes der klassischen Forsteinrichtung ist das *Bestandeslagerbuch*. Das Bestandeslagerbuch enthält für jede Buchungseinheit eine Zustandsbeschreibung, eine Planung und eine Vollzugsbeschreibung der durchgeführten Maßnahmen (Tab. 4.5-4).

FWJ	ha	Nutzungsart	Ei	Bu	ALh	Fi	Lä	Ges
1981	1,5	Jungdurchforstung, Schneebruch		17		41	25	83
1984	1,0	Jungdurchforstung, Schneebruch	2	38				40
1985	-	Jungdurchforstung	9	6				15
1986	2,6	Altdurchforstung		85		28		113
1986	1,4	Altdurchforstung				32		43
1986	1,7	Altdurchforstung			18	41		59
1989	1,7	Jungdurchforstung			17	29		46

Tabella 4.5-4. Beispiel einer Vollzugsbeschreibung für erfolgte Nutzungen in einem Bestandeslagerbuch.

Nach dem Vollzug werden bestimmte Angaben über die tatsächlich durchgeführten Maßnahmen in das Bestandeslagerbuch eingetragen. Tab. 4.5-4 zeigt beispielhaft solche Vollzugsbeschreibungen für einen Eichen-Buchen-Fichten-Lärchen-Mischbestand. Die Angaben



im Bestandeslagerbuch sollen die Erfolgskontrolle erleichtern und langfristige Bestandesentwicklungen aufzeigen.

#### 4.56 Der erweiterte Nachhaltigkeitsbegriff

Inzwischen hat das forstliche Nachhaltigkeitsprinzip eine erhebliche Erweiterung der ursprünglichen Bedeutung erfahren. Zur Förderung der nachhaltigen Waldnutzung in Europa wurden während der 3. Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder, die vom 2.-4. Juni 1998 in Lissabon stattfand, pan-europäische Leitlinien ausgearbeitet. Diese Initiative gab den Anstoß zu zahlreichen Forschungsprojekten. Ein Beispiel ist das sog. *EU-LIFE* Forschungsprojekt *Demonstration of Methods to Monitor Sustainable Forestry*. Im Rahmen dieses Projektes werden in unterschiedlichen europäischen „Demonstrationsräumen“ Methoden der nachhaltigen Waldnutzung untersucht und miteinander verglichen (Spellmann et al., 2001). Das Projekt sollte dazu beitragen, die Nachhaltigkeitsidee zu operationalisieren und die regionalen Monitoringverfahren zu verbessern. Niedersachsen vertritt Deutschland mit den Regionen *Lüneburger Heide* und *Solling*. In diesen beiden Gebieten wurde der paneuropäische Katalog der Kriterien, Handlungsfelder und quantitativen Indikatoren analysiert, um ihre Bedeutung einzustufen und Lücken aufzuzeigen (Tab. 4.5-5).

Kriterium					
1 Forstliche Ressourcen	2 Gesundheit und Vitalität	3 Produktions- funktion	4 Biologische Diversität	5 Schutz- funktionen	6 Sozialökonom. Funktionen
Allgemeine Bedingungen	Nährstoffhaushalt, Versauerung	Holzproduktion	gefährdete Waldökosysteme	Allgemeiner Schutz	Volkswirtschaftliche Bedeutung
Landnutzung und Forstfläche	Schäden und Risiken	Nichtholzproduktion	gefährdete Arten	Bodenschutz	Erholung
Holzvorrat		Ökonomische Aspekte	Biodiversität im Wirtschaftswald	Wasserschutz	Beschäftigung
Kohlenstoffbilanz			Mehrfachnutzung	Andere Schutzfunktionen	Kulturfunktion

Tab. 4.5-5. Gesamteuropäische Kriterien und (etwas vereinfachte und verkürzte) Liste der Handlungsfelder nach Spellmann et al. (2001).

Nach Spellmann et al. (2001) haben die Kriterien *Forstliche Ressourcen*, *Produktionsfunktion* und *Biologische Diversität* die größte Bedeutung für die Einschätzung einer nachhaltigen Entwicklung. Die Autoren haben zusätzliche Handlungsfelder vorgeschlagen, zum Beispiel:

- a) ökonomische Aspekte, um die wirtschaftliche Situation der Forstbetriebe zu erfassen;
- b) Mehrfachnutzung, um den integrativen Charakter der multifunktionalen Forstwirtschaft zu würdigen;
- c) Bodenschutz, damit nicht nur bodenchemische, sondern auch bodenphysikalische Aspekte angemessen berücksichtigt werden können.

Auf nationaler Ebene stehen in Deutschland Informationen aus der Bundeswaldinventur, aus öffentlichen Statistiken, aus dem forstlichen Testbetriebsnetz, aus den Waldfunktionenkartierungen, der Umweltdatenbank, der Boden- und Waldzustandserhebung und den Level II-Flächen-Netz für das Monitoring aller Indikatoren der Nachhaltigkeit zur Verfügung. Auf lokaler bzw. regionaler Ebene werden ebenfalls zahlreiche Inventuren durchgeführt: die bestandesweisen Schätzungen und Betriebsinventuren der Forsteinrichtung; die Standortkartierungen, Waldbiotopkartierungen, Waldfunktionenkartierungen, die Waldzustandserhebungen (Level I), die Bodenzustandserhebungen, die Umweltkontrolle (Level II), die Artenkataster des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie. Diese Inventuren ermöglichen differenzierte Auswertungen in den Demonstrationsräumen.

#### 4.57 Präventive Nachhaltskontrolle - Eingriffsanalyse

Es wurde wiederholt gezeigt, dass die Gültigkeit waldbaulicher Zielsetzungen begrenzt ist und dass die Forsteinrichtung sich daher immer wieder auf veränderte Situationen und notwendige Überführungen einstellen muss. Die Überführung von Waldbeständen, die nach früher geltenden Regeln behandelt wurden, in solche, die den jeweils geltenden Zielsetzungen entsprechen, kann als Daueraufgabe bezeichnet werden. Die besondere Herausforderung für die Forsteinrichtung besteht also darin, unter Beachtung zahlreicher Beschränkungen, mögliche Wege zur Erreichung vorgegebener Zielbestockungen aufzuzeigen und gleichzeitig eine konstruktive Kontrollfunktion auszuüben. Für diese Aufgabe eignet sich die sog. *Eingriffsanalyse*.

Die *Eingriffsanalyse* ist ein *präventives* Kontrollverfahren für beliebige Formen der Waldnutzung. Jeweils nach dem Auszeichnen und vor dem Hieb findet eine *Eingriffsinventur* statt. Gleichzeitig erfasst werden dabei im Rahmen einer Stichprobennahme der Gesamtbestand, der ausscheidende Bestand und der verbleibende Bestand. So kann die eingriffsbedingte Dichte-, Struktur- und Wertänderung beurteilt werden, bevor der Eingriff durchgeführt wird. Das Prinzip wird an Hand der Abb. 4.5-3 demonstriert.

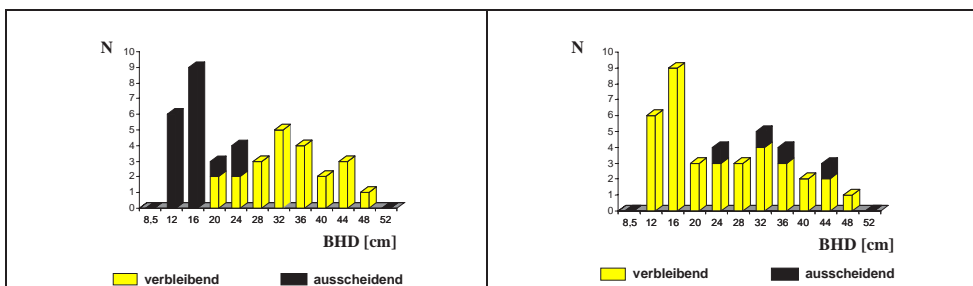


Abbildung 4.5-3. Zwei mögliche eingriffsbedingte Veränderungen der Durchmesserverteilung in einem Probekreis eines 60-jährigen Buchenbestandes im Forstamt Hardegsen, Niedersachsen.

Ein Probekreis in einem 60-jährigen Buchenbestand im Forstamt *Hardeggen* wurde zweimal aufgenommen, nachdem jeweils eine Durchforstung simuliert wurde. Beim ersten Eingriff handelte es sich um eine Niederdurchforstung, bei der zweiten Simulation um eine Hochdurchforstung. Die Unterschiede sind deutlich durch die eingriffsbedingten Veränderungen der Durchmesserverteilung erkennbar. Die Daten aus den Aufnahmen können verwendet werden, um zu überprüfen, ob der jeweilige Eingriff tatsächlich der vorgegebenen Eingriffstärke und Eingriffsart entspricht. Außerdem können Daten der eingriffsbedingten Veränderungen der Durchmesserverteilung verwendet werden, um die verbale Anweisung der Art und Stärke der Durchforstung durch quantitative Variablen (z.B. durch den ausscheidenden Grundflächenanteil bzw. durch das NG-Verhältnis) zu charakterisieren.



*Tafel 4.5-1. Fichten-Mischbestand im Göttinger Wald, wo im Wintersemester 2004/2005 das Lehrprojekt „Analyse eines Forstlichen Eingriffs“ durchgeführt wurde.*

Eine Eingriffsanalyse ermöglicht also nicht nur eine Kontrolle, sondern auch eine verbesserte Beschreibung erfolgter Eingriffe. Die verbesserte Beschreibung wiederum erleichtert die Präzisierung von Zielvereinbarungen. Vor allem ermöglicht sie die großflächige Analyse der eingriffsbedingten Waldveränderung und schafft damit eine effektive Grundlage für die laufende Kontrolle der nachhaltigen Waldnutzung (Schumann, 2005).

In einem Mischbestand ist die baumartenspezifische Angabe der Eingriffstärke (rG) und der Eingriffsart (NG) ebenfalls aufschlussreich. Tabelle 4.5-6 zeigt beispielhaft die Ergebnisse einer Durchforstung in einem 60-jährigen Buchenmischbestand. Aus den Daten des Gesamtbestandes und des ausscheidenden Bestandes kann der Eingriff sehr anschaulich nach Art und Stärke für die verschiedenen Baumarten analysiert werden.

Baumart	Grundfläche/ha (m <sup>2</sup> )		Anteil (%)		Volumen/ha (Vfm m. R.)		Anteil (%)	
	nach	vor	nach	vor	nach	vor	nach	vor
<i>Buche</i>	11,13	14,06	46,9	49,9	125,90	161,20	43,43	46,56
<i>Lärche</i>	3,35	3,35	14,1	11,8	50,77	50,77	17,47	14,66
<i>Douglasie</i>	3,18	3,18	13,4	11,2	41,68	41,68	14,35	12,04
<i>Bergaborn</i>	2,47	3,05	10,4	10,7	30,31	37,28	10,43	10,77
<i>Birke</i>	1,43	1,59	6,0	5,6	18,20	20,23	6,26	5,84
<i>Esche</i>	0,87	1,85	3,7	6,4	9,85	21,22	3,39	6,13
<i>Eiche</i>	0,61	0,61	2,6	2,1	7,39	7,39	2,54	2,13
<i>Winterlinde</i>	0,27	0,27	1,1	0,9	2,57	2,57	0,88	0,74
<i>Vogelkirsche</i>	0,25	0,25	1,1	0,9	3,02	3,02	1,04	0,87
<i>Eberesche</i>	0,10	0,10	0,4	0,3	0,57	0,57	0,20	0,18
<i>Hainbuche</i>	0,04	0,04	0,2	0,1	0,23	0,23	0,08	0,07
<i>Weißtanne</i>	0,02	0,02	0,1	0,1	0,04	0,04	0,02	0,01
<i>Fichte</i>	0,01	0,01	0,0	0,0	0,01	0,01	0,00	0,00
<i>Gesamt</i>	23,73	28,38	100,0	100,0	290,60	346,3	100,00	100,0

Tabelle 4.5-6. Grundflächen und Derbholzvolumen der einzelnen Baumarten auf einer 0,6 ha umfassenden Weiserfläche, vor und nach der Durchforstung.

Auf der Basis solcher Daten kann die Eingriffstärke und Eingriffsart für die unterschiedlichen Baumarten in einem Mischbestand beschrieben werden (Abb. 4.5-4)..

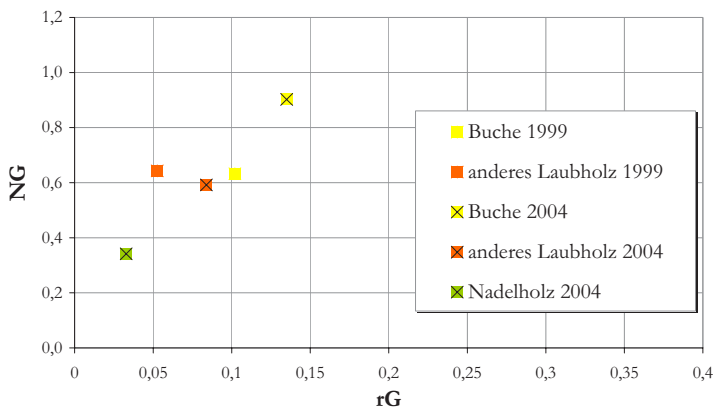


Abb. 4.5-4. rG und NG – Werte für 3 Baumartengruppen und zwei Eingriffe, bezogen auf die gesamte Grundfläche und Stammzahl

Wegen der Möglichkeit, die eingriffsbedingte Waldveränderung differenziert zu beurteilen, steigt die Bedeutung der Eingriffsanalyse mit zunehmender Unsicherheit im Management. Das Verfahren eignet sich daher besonders gut im Dauerwaldmanagement und bei komplizierten Überführungen. Im Rahmen der Eingriffs-Stichprobeninventur empfiehlt sich für Wertbestände eine Wertansprache, sodass die eingriffsbedingte Veränderung nach Güte und Stärke beschrieben werden kann. Ein Beispiel aus dem Forstamt Bovenden ist in Tabelle 4.5-7 aufgeführt.

Jeder geplante Eingriff bietet eine Gelegenheit zur Analyse der geplanten Maßnahmen. Ein Eingriff schafft aber auch gleichzeitig neue Voraussetzungen für die weitere Entwicklung des gesamten Betriebes und ist somit Startpunkt für die laufende Erneuerung der mittelfristigen Planung. Durch die *Eingriffsanalyse* wird die Kontrolle mit der Zustandserfassung kombiniert. Jede Zustandsveränderung kann unmittelbar beurteilt und, falls nötig, korrigiert werden. Die Kontrolle beschränkt sich nicht auf die Überprüfung des periodischen Hiebsatzes oder der historischen Entwicklung des Betriebes. Sie erfolgt kontinuierlich, gleichzeitig mit der Zustandserfassung und dient der unmittelbaren Beurteilung der Waldveränderung.

Stärke klasse	Güteklasse					
	A		B		C	
	verbl.	aussch.	verbl.	aussch.	verbl.	aussch.
L1b						0,4
L2a					0,7	1,3
L2b			1,1		6,1	0,7
L3a			0,8		8,3	2,2
L3b			5,1	2,0	36,7	2,7
L4a	0,9		6,5		25,7	6,9
L4b	4,6		24,4	1,5	16,3	12,1
L5a	1,5		13,5	4,1	2,4	2,4
L5b	1,7	5,5	4,7	4,5		2,9
L6			2,6			
<b>Summe</b>	8,7	5,5	58,7	12,1	96,2	31,6

Tabelle 4.5-7. Verteilung der verbleibenden und der ausscheidenden Vorräte eines Buchenbestandes gegliedert nach Güte- und Stärkeklassen ( $m^3$  o.R./ha). Der Vorrat vor dem Eingriff betrug insgesamt  $212,8m^3$  o.R./ha, davon wurden  $49,2m^3$  o.R./ha (23%) entnommen.

Die Eingriffsanalyse ist seit einigen Jahren Teil der Ausbildung an der Forstlichen Fakultät in Göttingen. Im Lehrprojekt „Analyse eines Forstlichen Eingriffs“ werden nicht nur die Auswirkungen der Eingriffe auf die Vorrats- und Strukturveränderungen, sondern auch auf die Bodeneigenschaften und den Stoffhaushalt beurteilt. Die Veränderung der Bodenflora, der Strahlungsbedingungen und der Kronenarchitektur werden berücksichtigt, einschließlich sehr spezifischer Aspekte, wie z.B. die Entwicklung der kumulativen Lachgas-Emission nach dem Befahren der Rückelinien (Teepe et al., 2001) oder die auf der Basis von Aufnahmen des ausscheidenden und verbleibenden Bestandes formulierte Hypothese über die langfristige

---

Auswirkung einer speziellen Eingriffsart auf die genetische Struktur (Ziehe u. Müller-Starck, 2001). Eine bestimmte, über mehrere Waldgenerationen praktizierte Nutzungsart kann zum Verlust der genetischen Variation führen. Diese Hypothese kann im Rahmen einer erweiterten forstlichen Eingriffsanalyse durch genetische Analysen der verbleibenden und der ausscheidenden Bäume untersucht werden.

Ökonomisch ist das Prinzip einer nachhaltigen Bestandssicherung differenziert zu beurteilen. Wenn die Waldressourcen für die wirtschaftliche Entwicklung unverzichtbar sind, dann darf das Waldvermögen einen kritischen Bestand nicht unterschreiten. Die Schwierigkeit besteht nach Bergen (2001) darin, einen solchen kritischen Bestand auf der Basis naturwissenschaftlicher Forschung zu begründen. Kennzahlen ohne Begründung ihrer Unverzichtbarkeit reichen als Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung nicht aus. Die Analyse forstlicher Eingriffe bietet eine Möglichkeit zur präventiven Kontrolle. Dabei können die Erkenntnisse der unterschiedlichen Disziplinen wirksam zur Anwendung gebracht werden.



## Literatur

- Abetz, K., 1931: Zur Theorie und Praxis des forstlichen Erfolgsausweises unter besonderer Berücksichtigung des Erfolgsrechnungsverfahrens der Braunschweigischen Staatsforsten. AFJZ 107, S. 361-370.
- Abetz, P., 1976: Kann und soll die Standraumregulierung in Fichtenbeständen programmiert werden? FuH 31: 117-119.
- Abetz, P. u. Klädtke, J., 1997: Bewirtschaftung von Mischbeständen beliebiger Struktur und Zielsetzung. AFZ/Der Wald 4: 203-205.
- Abetz, P. u. Klädtke, J., 2000: Die Df-2000 – eine Entscheidungshilfe für Durchforstungen. AFZ/Der Wald 9: 454-455.
- Ackermann, F., 1993.: Das MOMS-02-Stereosegment- Ein hochgenaues System der digitalen Photogrammetrie. Geo-Informations-Systeme, 6. Jg. Heft 1, 16-11.
- Adams, D.M. u. Ek, A.R., 1974: Optimizing the Management of uneven-aged forest stands. Can. J. of For. Res. 4: 274-287.
- Aguirre, O., Kramer, H. u. Jiménez, J., 1998: Strukturuntersuchungen in einem Kiefern-Durchforstungsversuch Nordmexikos. AFJZ 169 (12): 213-219.
- Aguirre, O., Kramer, H. u. Jiménez, J., 2003: Zuwachsuntersuchungen in einem ungleichaltrigen Nadelholzmischbestand in den Hochlagen der sierra Madre Oriental, Nordostmexiko. Forstarchiv, 74. Jg., 103-109
- Akça, A. u. Dong, P., 1984: Ergebnisse der terrestrischen Vorrats- und Schadinventur im Hils. Schriftenreihe d. Forstl. Fak. U. d. Nds. Forstl. Vers. Anst. Bd. 82.
- Akça, A. und Sagen-Emden, H., 1986: Zur Optimierung von repräsentativen Bestandesaufnahmen. AFJZ 157: 43 - 47.
- Akça, A., 1993: Zur Methodik und Bedeutung der kontinuierlichen Forstinventuren. Allg. Forst- und Jagdztg. 164 (11): 193 - 198.
- Akça, A., 1995: Forest Inventory. Unveröffentl. Manuskript, Inst. f. Forsteinr. u. Ertragsk. Univ. Göttingen. 180 S.
- Akça, A., 1997: Waldinventur. 1. Aufl., Cuvillier, Göttingen, 140 S.
- Albert, M., 1998: Analyse der eingriffsbedingten Strukturveränderung und Durchforstungsmodellierung in Mischbeständen. Diss., Fak. f. Forstw. u. Waldökologie., Univ. Göttingen: 178 S.
- Albert, M. u. Gadow, K. v., 1998: Assessing Biodiversity with New Neighborhood-Based Parameters. Proc. IUFRO Conf. in Jakarta, Indonesia.
- Albert, M., 1997: Bericht zum Forschungsprojekt Erfassung und Beschreibung von Strukturveränderungen durch forstliche Eingriffe in Buchen-Edellaubholz-Mischbeständen. DFG-Zwischenbericht.
- Albert, M., 1997: Positionsabhängige Einzelbaummodellierung am Beispiel des Simulationsansatzes von Hasenauer. Manuskript, Institut. f. Forsteinr. u. Ertragsk. d. Univ. Göttingen: 6 p.
- Albert, M., 1999: Analyse der eingriffsbedingten Strukturveränderung und Durchforstungsmodellierung in Mischbeständen. Dissertation, Fak. f. Forstwiss. u. Waldökologie d. Univ. Göttingen. Hainholz-Verlag, Band 6: 201 S
- Albert, M., 2001: Zum Aufbau eines waldwachstumskundlichen Prognose- und Entscheidungssystems. In: Akca, A., Hoffmann, B., Schumann, K. and Staupendahl, K. (eds.): Waldinventur, Waldwachstum und Forstplanung. Festschrift K. v. Gadow, Zohab Publisher, Göttingen: 197-215.
- Albert, M., 2004: Modifikationen des BAL-Konkurrenzindex zur Prognose des Durchmesserzuwachses in Mischbeständen. Jahrestagung der Sektion Ertragskunde des DVFFA in Schlägl vom 24.-26. Mai 2004.
- Alder, D., 1979: A Distance-Independent Tree Model for Exotic Conifer Plantations in East Africa. For. Sci. 25: 59 - 71.
- Altherr, E., 1971: Wege zur Buchen-Starkholzproduktion. Bericht zur 15. Hauptversammlung des Baden-Württembergischen Forstvereins: 123-127.
- Álvarez González, J. G., Castedo Dorado, F., Ruiz González, A. D., Gorgoso Varela, J.J., u. López Sánchez, C.A., 2004: A two-step mortality model for even-aged stands of *Pinus radiata* D. Don in Galicia (northwestern Spain). Ann. For. Sci. 61: 1-10.



- Amateis R. L., Burkhart H. E. u. Burk T. E., 1986. A ratio approach to predicting merchantable yields of unthinned loblolly pine plantations. *For. Sci.* 32: 187-296.
- Amling, C., 2005: Waldbaurichtlinien in NRW, 1945 – heute. Unveröff. Hausarbeit im Seminar Steuerung und Analyse der Waldentwicklung. Institut für Waldinventur und Waldwachstum d. Univ. Göttingen.
- Ammer, 1992: Wir brauchen den Wirtschaftswald. *FWCbl.*
- Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung, 1990: Stand und Entwicklung der Betriebsinventur auf Stichprobenbasis in der Bundesrepublik Deutschland.
- Arbeitskreis Zustandserfassung und Planung, 1997: Forsteinrichtung in strukturreichen Wäldern. Niedersächsisches Forstplanungsamt Wolfenbüttel: 101 S.
- Arnswaldt, H. J. v., 1935: Die Sicherung der Nachhaltigkeit der Wertholzerzeugung durch ein vereinfachtes Wertkontrollverfahren. *Der Deutsche Forstwirt* 17, S. 981-984.
- Arnswaldt, H. J. v., 1950: Wertkontrolle in Laubholzrevieren. *Forstarchiv*, 130-135.
- Arnswaldt, H. J. v., 1953: Wertkontrolle. *AFZ* 8, S. 408-410.
- Arvanitis, L. G. und Reich, R. M., 1989: Sampling simulations with a microcomputer. *Coenoses* 4: 73-80.
- Assmann, E., 1961: Waldertragskunde. Bayrischer Landwirtschaftsverlag, München.
- Baader, G. 1945: Forsteinrichtung als nachhaltige Betriebsführung und Betriebsplanung. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main. (FE Bib. B61 B360)
- Baader, G., 1932: Betriebswirtschaftslehre und Forsteinrichtung. *AFJZ* 108, S. 209-218.
- Baader, G., 1945: Forsteinrichtung als nachhaltige Betriebsführung und Betriebsplanung, (2. Aufl. 1945), J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt/M.
- Bachmann, P., 1990: Produktionssteigerung im Wald durch vermehrte Berücksichtigung des Wertzuwachses. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf.
- Bachmann, P., 1996: Forstliche Planung I/II. Vorlesungsskript, ETH, Zürich.
- Bachmann, P., 1997: Waldentwicklungsplanung (Forstliche Planung III). Skript für die Lehrveranstaltung 60-307 (7. Semester). Zürich
- Bachmann, P., Bernasconi, A., Bohnenblust, S., Bühler, U., Budmiger, P., Choffat, C., Combe, J., Dürrstein, H., Eggenberger, M., Egli, C., Füglistner, R., Geiser, U., Grunder, K., Huck, J.-F., Iseli, R., Keller, F., Lietha, A., Medico, J., Mollet, P., Pfister, F., Pfister, R., Queloz, R., Rutishauser, U., 1996: Neue Wege der Forstlichen Planung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Umwelt-Materialien Nr. 45, Bern: 32 S.
- Bailey, R.L. and Dell, T.R., 1973: Quantifying diameter distributions with the Weibull function. *For. Sci.* 19: 97 - 104.
- Baldamus, C.A., 1994: Stiftung August Bier für Ökologie und Medizin bewirtschaftet den Sauener Wald. *Der Dauerwald*, 10: 54-58.
- Ball, B. J., 1997: Fuel moisture prediction in homogeneous fuels using GIS and neural networks. *AI Applications in Natural Resources, Agriculture and Environmental Science* 11 (3): 73-78.
- Bamberg, G. und Coenenberg, G., 1994: Betriebswirtschaftliche Entscheidungslehre. 8. überarb. Aufl. Verlag Franz Vahlen, München.
- Bare, B.B. u. Opalach, D., 1987: Optimizing Species Composition in Uneven-aged Forest Stands. *Forest Science*, Vol. 33 : 958-970.
- Barros, O. and Weintraub, A., 1982: Planning for a vertically integrated forest industry. *Operations research* 30: 1168-1182.
- Batu, F., 1995: Lecture notes in dendrometry. Technical University, Trabzon.
- Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1991: Stichprobenverfahren zur Erfassung der Situation der Waldverjüngung sowie des Verbisses und der Fegeschäden durch Schalenwild. Runderlaß, München.
- BDF, 1995: Der Wald in den europäischen Ländern. *BDF Aktuell* 3/95.
- Becker, G. 1996: Vom Rohstoff zum Produkt-Holzqualität als Schlüssel zum Vermarktungserfolg. *Forstw. Cbl.* 115: 118-123.
- Becker, G. u. Seeling, U., 1998: Holzqualität der Fichte. *AFZ* 53. Jg. Nr. 8: S. 434 - 435.
- Beckmann, J. G., 1759: Gegründete Versuche und Erfahrungen von der zu unseren Zeiten höchst nöthigen Holzsaat.
- Beese, F., 1996: Indikatoren für eine multifunktionelle Waldnutzung. *Forstw. Cbl.* 115: 65-79.
- Bellman, R.E., 1954: The theory of dynamic programming. *Bull. Amer. Math. Soc.* 60: 503-516.
- Belton, V. u. Stewart, T.J., 2001: Multiple Criteria decision analysis – an integrated approach. Kluwer Academic Publishers.

- Bergen, V., 1995: Forstwirtschaft in der ökosozialen Marktwirtschaft. Vortrag am 11. Mai 1995, Konferenz "Forstwirtschaft im Umbruch", Universität Göttingen.
- Bergen, V., 1997: Volkswirtschaftliche Aspekte einer umweltgerechten Waldbewirtschaftung. Vortrag, Fakultät für Forstwissenschaft und Waldökologie am 25. 9. 1997.
- Bergen, V., 2001: Nachhaltige Forstwirtschaft – ein Optimierungsproblem. *Forst u. Holz* 56 (15): 499-501.
- Bernasconi, A. 1996: Von der Nachhaltigkeit zu nachhaltigen Systemen. Beiheft zur Schweiz. Zeitschr. f. Forstwesen 76.
- Bernstorff, A., Graf v., Kurt, A., Grilc, J. u. Günter, R. 1988: Betriebswerk Gartow. Unveröffentlicht.
- Bettinger, P., Sessions, J. and Boston, K. 1997: Using tabu search to schedule timber harvests subject to spatial wildlife goals for big game. *Ecological Modelling*, 94:111-123.
- Biber, P., 1999: Ein Verfahren zum Ausgleich von Randeffekten bei der Berechnung von Kronenkonkurrenzindizes. In: Kenk, G. (Hrsg.), 1999: Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Ertragskunde - Beiträge zur Jahrestagung in Volpriehausen (Solling), 17.-19.5.1999: 189 - 202.
- Bick, U. u. Dahm, S., 1992: Bundeswaldinventur 1986-1990. Band 1. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn.
- Biolley, H., 1920: L'aménagement des forêts par la méthode expérimentale et spécialement la méthode du contrôle. Neuchâtel.
- Biolley, H., 1980: Oeuvre écrite. Supplement to the Zeitschrift des Schweizerischen Forstvereins, No. 66: 458 p.
- Bitter, A. W. u.d Merrem, M., 1998: Typenorientierte Kontrollstichprobe. *AFZ/Der Wald* 23: 1414-1417.
- Bitter, A.W., 2001: Anmerkungen zur Auswahl von ökonomischen Nachhaltigkeitsindikatoren für den Forstbetrieb. *Forst u. Holz* 56 (15): 482-485.
- Bitterlich, W., 1984: The Relasope Idea. Relative Measurements in Forestry. *Commonw. Agric. Bur. Farnham Royal. UNDK*. 242 S.
- BMELF, 1996: Tropenwaldbericht der Bundesregierung (5. Bericht). Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Bonn.
- BML, 1969: Verordnung über gesetzliche Handelsklassen für Rohholz.
- Böckenhüser, M., 1992: Leitkonzept zur ökologisch orientierten Waldwirtschaft. Schriftenreihe des Westfälischen Amtes für Landespflege. Heft 5.
- Böckmann, Th., Spellmann, H. u. Hüsing, F., 1998: Neukonzeption und Weiterentwicklung der Forsteinrichtung in den Niedersächsischen Landesforsten. *Forst u. Holz* 53 (10): 298-302.
- Bohn, U., Gollub, G. Hettwer, C., 2001: Karte der natürlichen Vegetation Europas. Bundesamt für Naturschutz. Schriftenvertrieb im Landwirtschaftsverlag, Münster.
- Bonnemann, A., 1939: Der gleichaltrige Mischbestand von Kiefer und Buche. *Mitt. a. Forstwirt. u. Forstwiss.* (5): 439-483.
- Bonnemann, A., 1956: Eichen-Buchen-Mischbestände. *AFJZ* 127: 118-126.
- Borchers, 1966: Die Betriebszieltypen als Weiser forstlicher Produktionsplanungen. Aus dem Walde H.12
- Brabänder, H. D., 1957: Gesetzmäßigkeiten im Volumenaufbau und Wertaufbau des Schaftes -als Grundlage zur Qualitätskontrolle von Laubholzbeständen. Dissertation Universität Freiburg.
- Brabänder, H. D., 1990: Inventurgestützte betriebliche Angebotsplanung. Villa, W.: Die Verflechtung von Betriebswirtschaft und Forsteinrichtungsplanung im Forstbetrieb; IUFRO S.4.04-02., 105-116.
- Brabänder, H. D., 1995: Was muß der Forstbetrieb tun um sich in der Zukunft zu behaupten?. *Forst und Holz*, 9, 277-283.
- Brack, C., 1996: Using best guesses to improve forest inventory. *Australian Forestry* 59 (2): 108-113.
- Brandes, G., Gremse, W., Gussone, H.-J., v.d. Heyden-Rynsch, B., Kreysern, P., Kühl, A., Reulecke, K., Taeger, H.-J., Unterberger, W. u. Wallmann, H.-A., 1980: Richtlinien zur Bewirtschaftung von Fichtenbeständen in den Hochlagen des Harzes. Merkblatt Nr. 7, Landesforstverwaltung Niedersachsen: 9 S.
- Braun, H., Schulze, G. u. Reinhardt, W., 2000: FESA – Forsteinrichtung in Sachsen. *AFZ/Der Wald* 1/2000: 4-6.
- Breitenbach, F. v., 1974: Southern Cape Forests and trees. The Government Printer, Pretoria: 328 p.
- Breyman, 1868: Anleitung zur Holzmesskunst, Waldertragsbestimmung und Waldwertberechnung. Wien.
- Brockhaus, 1989: Brockhaus-Enzyklopädie: in 24 Bd. - 19., völlig neubearbeitete Auflage, Brockhaus, Mannheim.

- Brodie, J.D., Adams, D.M. & Kao, C. 1978. Analysis of economic impacts on thinning and rotation for Douglas-fir, using dynamic programming. *Forest Science* 24(4): 513-522.
- Brosinger, F. u. Rothe, A., 2002: Die bayerische Staatsforstverwaltung erneuert ihre Waldbaugrundsätze. *AFZ* Nr. 4: 167-169.
- Bruciamacchie, M. u. Grandjean, G., 1996: Interaction sylviculture Ecologie Plateaux Calcaires de Lorraine. *La Lettre, Pro Silva France*, No 16: 1-4.
- Büchel, A., 1990: Systemdenken. Skript des Betriebswissenschaftlichen Instituts BWI der ETH Zürich, 86 S.
- Bücking, W., 1997: Naturwald, Naturwaldreservate, Wildnis in Deutschland und Europa. *Forst und Holz* 52 (18): 515-522.
- Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), 1995: Biomonitoring in naturnahen Buchenwäldern. *Angewandte Landschaftsökologie* 6, Münster-Hiltrup : Landwirtschaftsverl., 150 S.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1996: Tropenwaldbericht der Bundesregierung (5. Bericht). BMELF, Bonn.
- Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft, 2004: Die zweite Bundeswaldinventur – das Wichtigste in Kürze. Hans Jentsch & Co., Wien: 87 S.
- Bundesregierung, 1997: Waldbericht.
- Buongiorno, J. und Gilless, J. K., 1987. *Forest Management and Economics*. Macmillan, New York.
- Burger, D., 1997: Das Leitbild nachhaltiger Entwicklung. *Entwicklung ländlicher Raum* 4/97: 7-10.
- Burger, H., 1947: Holz, Blattmenge und Zuwachs. -Die Eiche- Mitteilung der Schweizer Zentralanstalten für das Forstliche Versuchswesen.
- Burgers, T.F., 1976: Management graphs derived from the correlated curve Trend (C.C.T.) Projects. *Bulletin* 54, Dept of Forestry, Pretoria.
- Burk, T.E., Hansen, M.H. u. Ek, A.R. 1981: Combining sources of information for improved in-place inventory statistics. In *In-place resource inventories: principles and practices*. Proceedings of a National Workshop. Edited by Brann, T.E., House, L.O. & Lund, H.G. Soc. Am. For. Publ. No. 82-02, S. 413-420.
- Burkhart, H. E., 1987: Data collection and modelling approaches for forest growth and yield prediction. In: *Predicting Forest Growth and Yield - Current Issues, Future Prospects*. Inst. of Forest Resources. Univ. of Washington. Contribution Nr. 58: 3-16.
- Burschel, P. u. Huss, J., 1987: Grundriß des Waldbaues. Ein Leitfaden für Studium und Praxis. Verlag Paul Parey. Hamburg und Berlin.
- Burschel, P., 1981: Neue Erziehungskonzepte für Fichtenbestände. *AFZ* 152. Jg. Nr. 36: S. 1386 - 1395.
- Campbell, D. and Stanley J, 1963: *Experimental and Quasi-experimental Designs for Research and Teaching*. In Gage (Ed.), *Handbook on research and teaching*. Rand McNally, Chicago.
- Cancino, J. u. Gadow, K. v., 2002: Stem number guide curves for uneven-aged forests - development and limitations. In: Gadow, K. v., Nagel, J. u. Saborowski, J., 2001: *Continuous Cover Forestry - Assessment, Analysis, Scenarios*. Kluwer.
- Carlowitz, H. C. v., 1713: *Sylvicultura Oeconomica* oder Haußwirtliche Nachsicht und Naturmäßige Anweisung zur wilden Baumzucht. J.F. Braun, Leipzig.
- Černý, M., Parez, J. und Malik, Z., 1996: *Rustové a taxační tabulky hlavních dřevin*. Ministerstva zemědělství.
- Champion, H. G., 1927: Contribution toward a knowledge of twisted fibre in trees. *Indian forest records*.
- Chang, S. J. 1981. Determination of the Optimal Growing Stock and Cutting Cycle for an Uneven-Aged Stand. *For. Sci.* 27(4), 739-744.
- Chang, S.J., 1998. A generalized Faustmann model for the determination of optimal harvest age. *Canadian Journal of Forest Research* 28:652-659.
- Chen, B.W. u. Gadow, K. v., 2002: Timber harvest planning with spatial objectives using the method of simulated annealing. *Forstwiss. Centralblatt* 121: 25-34.
- Chen, B.W., 2003: *Optimization in Forest Planning*. Dissertation, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Georg-August-University Göttingen. Cuvillier, Göttingen. 140 S.
- Chen, J. M. u. Cihlar, J., 1995: Plant Canopy Gap Size Analysis Theory for Improving Optical Measurements of Leaf Area Index of Plant Canopies. *Applied Optics*, 34, 6211-6222.
- Chung, D.-J., 1996: Konkurrenzverhältnisse und Struktur natürlicher *Pinus densiflora* - *Quercus variabilis* - Mischwälder in Korea. Diss., Fak. f. Forstw. u. Waldökologie, Universität Göttingen.
- Chwalzyk, 1989: Pflanzensoziologie und Standortskunde. Vereinigung der Freunde des Fachbereichs Forstwissenschaft in Göttingen: 234 S.

- Cieszewski, C., Bailey, R. L., 2000: Generalized algebraic difference approach: Theory based derivation of dynamic site equations with polymorphism and variable asymptotes. *Forest Science* 46, 116-126.
- Clark, P.J. und Evans, F.C., 1954: Distance to nearest neighbor as a measure of spatial relationship in populations. *Ecology* 35 (4): S. 445-453
- Clements, S.E., Dallain, P.L. u. Jamnick, M.S., 1990: An operational, spatially constrained harvest scheduling model. *Can. J. of For. Res.* 20: 1438-1447.
- Clutter, J. L., Fortson, J. C., Pienaar, L. V., Brister, G. H., Bailey, R. L., 1983: *Timber Management – A quantitative approach*. John Wiley & Sons.
- Commarmot, B., 1992: Naturverjüngung im Wald. *Grüne* 128 (48): 29 - 31.
- Condés, S. 1997. Simulación de parcelas arboladas con datos del 2 Inventario Forestal Nacional. Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes de Madrid. 616 pp.
- Conrad, J., 1995: 70 Jahre naturgemäße Waldwirtschaft im Stadtforstamt Göttingen. *Der Dauerwald*, 12: 48-56.
- Cook, T. and D. Campbell, 1979: *Quasi-Experimental Design*. Rand McNally, Chicago.
- Corner, J. u. Buchanan, J., 1997: Capturing decision maker preference – experimental comparison of decision analysis and MCDM techniques. *European Journal of Operational Research* 98: 85-97.
- Cotta, H., 1804: *Systematische Anleitung zur Taxation der Waldungen*. Berlin
- Cotta, H., 1804: *Systematische Anleitung zur Taxation der Waldungen*. Berlin
- Cotta, H., 1820 : *Anweisung zur Forst-Einrichtung und Abschätzung*. Arnoldische Buchhandlung, Dresden: 180 S.
- Cotta, H., 1820: *Anweisung zur Forsteinrichtung und Abschätzung*, 1. Teil. Dresden
- Cox, D. R. *Planning of Experiments*. New York: Wiley, 1958.
- Cunia, T., 1964: Weighted least squares method and construction of volume tables. *For. Sci.* 20: 180-191.
- Daly, H. E., 1994: Operationalizing sustainable development by investing in natural capital. In : Jansson et al. (eds.): *Investing in Natural Capital*.
- Daume, S., 1995: *Durchforstungssimulation in einem Buchen-Edellaubholz Mischbestand*. Diplomarbeit, Fachbereich Forstwissenschaft, Universität Göttingen.
- Daume, S., Fuldner, K. u. Gadow, K. v., 1998: Zur Modellierung personenspezifischer Durchforstungen in ungleichaltrigen Mischbeständen. *AFJZ* 169 (2): 21-26.
- Deegen, P., 1995: Werttästungsrechnung. *AFZ/Der Wald* 24: 1307-1308.
- Deegen, P., 2000: Zur ökonomisch optimalen Vorratshöhe in einem multifunktionalen Plenterwald. *Forst u. Holz* 55 (24): 778-782.
- Deegen, P., Hung, B. Ch. u. Mixdorf, U., 1997: Ökonomische Modellierung der Baumartenwahl bei Unsicherheit der zukünftigen Temperaturentwicklung. *Forstarchiv* 68: 194-205.
- Degenhardt, A. 2005: *Verbissmonitoring in Brandenburg*. *AFZ-Der Wald*, 1:39-41
- Degenhardt, A., 1998: Simulation von Baumverteilungsmustern in Mischbeständen. *Beitr. Forstwirtsch. und Landsch.ökol.* 32 (3), 130-133.
- Dengler, A., 1971: *Waldbau auf ökologischer Grundlage*. Band 1 *Der Wald als Vegetationstyp und seine Bedeutung für den Menschen*. Von: Bonnemann, A., Röhrig E., Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin. 229 S.
- Deutsches Institut für Normung, 1999 a: *Qualitäts-Sortierung von Nadel-Rundholz - Teil 1: Fichten und Tannen*; DIN ENV (Vornorm) 1927-1:1998; Beuth Verlag, Berlin.
- Deutsches Institut für Normung, 1999 b: *Qualitäts-Sortierung von Nadel-Rundholz - Teil 2: Kiefern*; DIN ENV (Vornorm) 1927-2:1998; Beuth Verlag, Berlin.
- Deutsches Institut für Normung, 1999 c: *Qualitäts-Sortierung von Nadel-Rundholz - Teil 3: Lärchen und Douglasien*; DIN ENV (Vornorm) 1927-3:1998; Beuth Verlag, Berlin.
- Dieter, M., Moog, M. u. Borchert, H., 2001: Considering serious hazards in forest management decision-making. In: Gadow, K. v. (ed): *Risk Analysis in Forest Management*. Kluwer Academic Publishers: 201-240.
- Dittmar, O., Knapp, E. u. Lembcke, G., 1985: *Die DDR-Buchenertragstafel 1983 als Grundlage für zweckmäßige Durchforstungskonzeptionen der Buche*. *Sozial. Forstw.* Berlin 35: 82-86.
- Dittmar, O., Knapp, E., Lembcke, G., 1986: *DDR-Buchenertragstafel 1983*. IFE-Berichte aus Forschung und Entwicklung Heft 4.
- Dixon, J. A. u. Fallon, L. A., 1989: The concept of sustainability – origins, extensions and usefulness for policy. *Society and Natural Resources* 2: 73-84.
- Dohrenbusch, A., Bredemeier, M. and Lamersdorf, N., 2003: Manipulation of nutrient and water input of a Norway Spruce Ecosystem. Springer

- Duhr, M., 2003: Abschlussbericht der AG Forsteinrichtung. Unveröff. Bericht aus d. Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung, Brandenburg: 6 S.
- Dunkel, K., Elsasser, P., Oesten, G. u. Roeder, A., 1994: Wertschätzung des Waldes aus der Sicht der Waldbesucher - Ergebnisse einer Zielgebietsbefragung im Pfälzerwald. Mitt. d. Forstl. Vers. Anst. Rheinld-Pfalz 27/94: 1-72.
- Düser, R., 1978: Programmierte Berechnung stehenden Holzes mit dem Taschenrechner nach der Düser-Flori-Formel. Beilage der AFZ, Nr. 36.
- Düssel, V., 1994: Schwerpunkte des Thüringer Waldgesetzes. AFZ 15: 832-834.
- Düssel, V., 2005: Wald und Forstwirtschaft in Thüringen. Forst u. Holz 9 (60): 347-352.
- Dykstra, D.P., 1984: Mathematical programming for natural resource management. McGraw-Hill, New York: 318 p.
- Dykstra, D.P., 1984: Mathematical programming for natural resource management. McGraw-Hill, New York: 318 p.
- Eberbach, O. u. Biolley, H.E., 1923: Die Forsteinrichtung auf der Grundlage der Erfahrung und insbesondere das Kontrollverfahren. Verlag Gebr. Attinger, Paris u. Neuchâtel, C.F. Müller Verlagsbuchhandlung, Karlsruhe.
- Eid, T., 1993: Models for economical forest management planning in Norway. Proc. Symp. Modelling in forest management planning and managerial economics - a critical investigation. Lithuanian Agricultural Academy: 35-43.
- Eid, T.; Øyen, B.H. (2003). Models for prediction of mortality in even-aged forest Scandinavian Journal of Forest Research. 18(1): 64-77.
- Eid, T.; Tuhus, E. (2001). Models for individual tree mortality in Norway. For. Ecol. Manage. 154: 69-84.
- Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen Birmensdorf, 1983: Ertragstafeln 3. Auflage.
- Eisele, F.-L., 1994: Die künftige Aufbau- und Ablauforganisation in NRW. AFZ 23: 1267-1273.
- Ellenberg, H., 1996: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. 6. Auflage. Ulmer, Stuttgart.
- Eule, H. W., 1959: Verfahren zur Baumkronenmessung und Beziehungen zwischen Kronengröße, Stammstärke und Zuwachs bei Rotbuche, dargestellt an einer nordwestdeutschen Durchforstungsreihe. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung (AFJZ), 185-201.
- Eyre, F. H., 1980: Forest cover types of the US and Canada. Soc. Am. For., Washington D.C.
- Fähser, L., 1977: Das pragmatische Informationssystem von Betrieben; Grundlage zur Gestaltung des Haushaltsmittel-Informationssystem der hessischen Staatsforstverwaltung. Peter Lang Verlag, Frankfurt am Main, 195 S.
- Fähser, L., 1995: Das Konzept der Naturnahen Waldnutzung im Stadforstamt Lübeck. Der Dauerwald: S. 2-6.
- Fähser, L., 1997: Naturnahe Waldnutzung – das Beispiel Lübeck. Handbuch Kommunale Politik Raabe: S. 1-17.
- Fähser, L., 1998: Naturnahe Waldnutzung – das Beispiel Lübeck. Handbuch Kommunale Politik Raabe: S. 1-17.
- FAO 1997: FAO advisory committee on paper and wood products. Proc. thirty-eighth session, Rom 23-25 April 1997: 163 pp.
- FAO 1997: The State of the world's forests 1997. Words and Publications, Oxford, UK. 203 S.
- FAO 2001: Global Forest Resources Assessment – Main Report, Rom.
- Faustmann, M., 1849: Berechnung des Wertes, welchen Waldboden, sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen. Allg. Forst- u. Jagdzeitung, No 15: 441 – 455.
- Fedlmeier, C. 1996: Sekundärwaldentwicklung auf aufgegeben Weideflächen im Norden Costa Ricas. Göttinger Beiträge zur Land- und Forstwirtschaft in den Tropen und Subtropen. Heft 109: 148 S.
- Fisher, R. A. The Design of Experiments. (1st ed.) London: Oliver & Boyd, 1935.
- Folch, R. u. Camarasa, J.M., 2000: Encyclopedia of the Biosphere. Vol. 1-11; Gale Group.
- FORPLAN, 1986: FORPLAN - An evaluation of a forest planning tool. USDA Gen Techn Rep RM-140: 164pp.
- Forss, E., Gadow, K. v. u. Saborowski, J., 1996: Growth models for unthinned *Acacia mangium* plantations in South Kalimantan, Indonesia. J. of Trop. For. Sci. 8 (4): 449-462.
- Forstamt Lensahn, 1998: Exkursion in Lensahn 1998. Herzoglich Oldenburgische Forstverwaltung Lensahn

- Franklin, J.F., Cromack Jr. K., Denison, W., McKee, A., Maser, C., Sedell, J., Swanson, F. and Juday, G. 1981. Ecological Characteristics of old-growth Douglas Fir Forest. USDA Forest Service; GTR-PNW-118.
- Franz F., Bachler J., Deckelmann B., Kennel E., Kennel R., Schmidt A. u. Wotschikowski U., 1973: Bayerische Waldinventur 1970/71 - Aufnahme und Auswertungsverfahren. Forstl. Forschungsanstalt München. Forschungsbericht Nr. 11.
- Freise, Ch. u. Spiecker, H., 1999: Konkurrenzfreies Wachstum der Buche. AFZ/Der Wald 54: 1346-1349.
- Freist, H., 1962: Untersuchungen über den Lichtungszuwachs der Rotbuche und seine Ausnutzung im Forstbetrieb. Forstwiss. Forschungen Nr. 17. Paul Parey, Berlin.
- Freudenstein, J., 1994: Zielsetzung für den Hessischen Staatswald. AFZ 22: 1248.
- Fridman, J. u. Ståhl, G., 2001: A three-step approach for modelling tree mortality in Swedish forests. Scand. J. of For. Res. 16: 455-466.
- Frühwald, A., Wegener, G., Krüger, S. u. Beudert, M., 1994: Information Holz. Holz - ein Rohstoff der Zukunft, Deutsche Gesellschaft für Holzforschung e.V., München.
- Fuchs, A. u. Kennel, E., 1994: Erste Wiederholungsaufnahme einer permanenten Betriebsinventur im bayerischen Staatswald. Forstw. Cbl. 113: 224-235.
- Füldner, K. u. Gadow, K. v., 1994: How to Define a Thinning in a Mixed Deciduous Beech Forest. Proc. IUFRO Conference in Lousa, Portugal: Mixed stands - research plots, measurements and results, models, 1994: 31-42.
- Füldner, K., 1995: Strukturbeschreibung von Buchen-Edellaubholz-Mischwäldern. Dissertation, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Georg-August-University Göttingen. Cuvillier, Göttingen. 146 S.
- Gadow, K. v., 1978: A pellet group count of blue duiker and bushbuck in the Knysna forests. S. Afr. For. J. 107: 77-81.
- Gadow, K. v., 1987: Untersuchungen zur Konstruktion von Wuchsmodellen für schnellwüchsige Plantagenbaumarten. Forstliche Forschungsberichte München. Bd. 77. 147 S.
- Gadow, K. v. u. Murray, D. M., 1988: SAPPI Forests Planning System (SFPS) - User Manual: 35 S.
- Gadow, K. v., 1991: Integration von Einzel- und Gesamtnutzungsplanung in der Forsteinrichtung. Allg. Forst u. JagdZtg. 162 (4): 72-75.
- Gadow, K. v., 1992: Ein Wachstums- und Ertragsmodell für die Fortsreibung von Bestandesparametern. Mitteilungen aus der Waldwachstumsforschung in München, Festschrift zum 65. Geburtstag von Prof. Dr. Dr. h.c. Friedrich Franz. S. 75-83.
- Gadow, K. u. Füldner, K., 1992: Bestandesbeschreibung in der Forsteinrichtung. Tagungsbericht der Arbeitsgruppe Forsteinrichtung Klieken bei Dessau 15.10.92
- Gadow, K. v. u. Bredenkamp, B.V., 1992: Forest Management. Academic Press, Pretoria: 151 S.
- Gadow, K. v. u. Füldner, K., 1995: New ways of describing a thinning. Forstw. Cbl. 114: 151-159.
- Gadow, K. v. 1996: Zur Planung forstlicher Maßnahmen. Forstw. Cbl. 115: 90-96.
- Gadow, K. v. u. Hui, G.Y., 1999: Modelling forest development. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht: 213 S.
- Gadow, K. v. u. Stüber, V., 1994: Die Inventuren der Forsteinrichtung. Forst und Holz 49 (5): 129-131.
- Gadow, K. v., 1996: Modelling growth in managed forests - realism and limits of lumping. *The Science of the Total Environment* 183: 167-177.
- Gadow, K. v. u. Meskauskas, E., 1997: Stichprobenverfahren zur Erfassung von Naturverjüngung. AFZ/Der Wald 52 (5): 247-248.
- Gadow, K. v. und Hui, G. Y., 1997: Modellierung forstlicher Eingriffe in Plantagenwäldern. Forstarchiv 68: 59 - 63.
- Gadow, K.v., 1997: Strukturentwicklung eines Buchen-Fichten-Mischbestandes. Allg. Forst- u. J.-Ztg. 168: 103-106.
- Gadow, K. v., Hui, G.Y. u. Albert, M., 1998: Das Winkelmaß - ein Strukturparameter zur Beschreibung der Individualverteilung in Waldbeständen. Centralblatt für das gesamte Forstwesen. 115(1):1 - 9.
- Gadow, K. v. u. Schmidt, M., 1998: Periodische Inventuren und Eingriffsinventuren. Forst und Holz 49 (5): 129 - 131.
- Gadow, K. v., 1999: Datengewinnung für Baumhöhenmodelle. Centralblatt für das gesamte Forstwesen 116 (1/2): 1-10.
- Gadow, K. v., Pogoda, P., Staupendahl, K. und Albert, M., 1999: Struktur und Diversität in der Waldzustandsbeschreibung. In: Sloboda, B. (Hrsg.), 1999: Deutscher Verband Forstlicher

- Forschungsanstalten, Sektion Forstliche Biometrie und Informatik - 12. Jah-restagung, Göttingen, 29. - 30. September 1999. IUFRO, Die Grüne Reihe (im Druck).
- Gadow, K. v. u. Puumalainen, J., 2000: Scenario planning for sustainable forest management. In: Gadow, K. v., Pukkala, T. and Tomé, M., 2000: Sustainable Forest Management. Kluwer Series Managing Forest Ecosystems, Vol 1: 319-356.
- Gadow, K. v. (Hrsg.), 2001: Risk Analysis in Forest Management. Vol 2 in der Buchserie Managing Forest Ecosystems, Kluwer Academic Publishers: 237 S.
- Gadow, K. v., 2005: Das Mehrpfadprinzip der Forsteinrichtung. *AFZ/Der Wald* 9/2005: 469-471.
- Gaitanides, M., 1989: Konzepte zur zeitlichen Koordination. In: Szyperski, N. et al. (Hrsg.): Enzyklopädie der Betriebswirtschaftslehre. Band 9, Handwörterbuch der Planung. C. E. Poeschel Verlag, Stuttgart, 2258-2270.
- Garcia, O., 1981: Simplified Method of Moments for the Weibull Distribution. *N. Z. J. for For. Sci.* Nr. 11, S. 304-306.
- Garcia, O., 1984: New class of growth models for even-aged stands: *Pinus radiata* in Golden Downs Forest. *N.Z. J. of For. Sci.* 14: 65-88.
- Garcia, O., 1991: Linear Programming and related approaches in forest planning. *New Zealand J. of For. Sci.* 20 (3): 307-331.
- Garcia, O., 1994: The state space approach in growth modelling. *Can. J. For. Res.* 24: 1894-1903.
- Gehrhardt, E., 1930: Ertragstafeln für reine und gleichartige Hochwaldbestände von Eiche, Buche, Tanne, Fichte, Kiefer, grüner Douglasie und Lärche. 2. Aufl. Julius Springer Verlag.
- Gehrmann, D., 1975: Die Bewertung des Windwurftrisikos der Fichte auf verschiedenen Standortstypen. *Mitt. d. Hess. Landesforstverwaltung*, No 12.
- Gemesi, O., Skambracks, D. u. Topp, W., 1995: Einfluß eines geregelten forstlichen Eingriffs auf die Besiedelungsdichte und den Streuabbau der Regenwürmer im Flysch der Tegernseer Berge. *FWCbl* 114: 272-281.
- Gerold, D., 1976: Untersuchungen zu Problemen der Verknüpfung einzelner Nachhaltbedingungen mit Simulationsmodellen für die Baumart Fichte. - TU Dresden, Sektion Forstwirtschaft Tharandt, Dissertation A., - 221 S., 22 S. Anh.
- Gerold, D., 1986: Zielwälder und Prognosen für Nachhalteinheiten. - TU Dresden, Sektion Forstwirtschaft Tharandt, Diss. B., - 238 S., 29 S. Anh.
- Gerold, D., 1988: Beschreibung der Durchmesserstruktur und ihrer Entwicklung mit Hilfe der Weibullverteilung. *Wiss. Z. Techn. Univers. Dresden* 37 Heft 6 S. 221-224.
- Gerold, D., 1991: Modellierung der Entwicklung von Waldbeständen auf der Basis der Durchmesserstruktur. *Wiss. Zeitschr. Der Techn. Univ. Dresden* 40, Heft 5/6: 279 - 285.
- Gerold, Denie u. Gerold, Dorothea, 2001: Zuwachs- und Holzertragsanalysen als Basis moderner Forsteinrichtung. *Forst- u- Holz* 56 (20): 643-649.
- Gordon, A. G. 1968: Ecology of *Picea chihuahuana* Martinez. *Ecology* 49 (5): 880-896.
- Göttingen, 1995: Jahresbericht Stadtforstamt Göttingen 1994: 28 S.
- Götze, U., u. Bloech, J., 1995: Investitionsrechnung: Modelle und Analysen zur Beurteilung von Investitionsvorhaben. Springer-Verlag, Berlin.
- Govil, K. u. Holmgren, P., 2003: Review of sustainability of forest resources under Global Forest Resource Assessment 2005. *Proc. FAO World Forestry Congress 2003*.
- Grace, J. C. u. Pont, D., 1997: Modelling Branch Development in *Radiata* Pine. In: Amaro, A., Tomé, M. (ed.), *Empirical and process-based models for forest tree and stand growth simulation*, 21-27 September 1997, Oeiras, Portugal: S. 173-184.
- Grammel, R., 1989: Forstbenutzung. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin: 193 S.
- Graner, 1889: Die Forstbetriebseinrichtung. Tübingen.
- Graner, F., 1889: Die Forstbetriebseinrichtung. Tübingen.
- Graz, P., 2002: The behaviour of the Species Mingling Index Msp in relation to species dispersal. Unpublished manuscript.
- Green, E.J. u. Strawderman, W.E. 1986. Reducing sample size through the use of a composite estimator: an application to timber volume estimation. *Can. J. For. Res.* 16: 1116-1118.
- Green, K., 1997: Panacea or Pandora's Box? How New Satellites Will Affect Our View of the World. *Geo Info Systems Supplement. Space Imaging EOSAT*,1-7.
- Gregorius, H.-R., 1974: Genetischer Abstand zwischen Populationen - Zur Konzeption der genetischen Abstandsmessung. *Silvae Genetica* 23: 22-27.

- Gregorius, H.-R., 1974: Genetischer Abstand zwischen Populationen - Zur Konzeption der genetischen Abstandsmessung. *Silvae Genetica* 23: 22-27.
- Griesel, F. u. Gadow, K. v., 1995: Naturgemäßer - naturnaher - ökologischer Waldbau, Begriffsbestimmungen, Konzepte und Richtlinien, Anwendungsbeispiele. Arbeitspapier, Institut Forsteinrichtung u. Ertragskunde, Univ. Göttingen: 20S.
- Griesel, F., und Gadow, K. v. 1995: Waldbauliche Zielsetzungen in Mitteleuropa. Unveröff. Arbeitspapier, Inst. f. Forsteinr. und Ertragsk., Univ. Göttingen: 20 S.
- Guay, R., Gauthier, L. u. Lacroix, M., 1992: An abductive reasoning expert system shell for plant disorder diagnosis. *AI Applications in Natural Resources, Agriculture and Environmental Science* 6 (4): 15-28.
- Guericke, M., 2002: Modelling of silvicultural scenarios. Investigations in beech-larch mixed stands as an example to evaluate effects of alternative silvicultural strategies. In : Proceedings of the IUFRO-Symposium "Improvement of Larch for better growth, stem form and wood quality. 16-21.9.2002 in Gap, France, S. 332-339.
- Gulder, H.-J., Müller-Kroehling, S. u. Fischer, M., 2002: Erster Managementplan in bayerischen Wäldern. *AFZ-DerWald* 3/2002: 152-154.
- Guldin, J.M. 1991. Uneven-aged BDq regulation of Sierra Nevada mixed conifers. *West. J. Appl. For.* 6 (2): 27-32.
- Gurjanov, M.; Sánchez Orois, S. u. Schröder, J. 2000: Grundflächenmodelle für gleichaltrige Fichtenreinbestände - Eine vergleichende Analyse. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen*. 117. Jahrgang. Heft 3/4, S.187-198.
- Gurjanov, M. u. Gadow, K. v., 2005: Analyse der Nachhaltigen Waldnutzung am Beispiel des Forstbetriebes *Lissino* im Leningrader Bezirk, Rußland. Forstarchiv, im Druck.
- Gürth, P. u. Vöhringer, F., 1993: Eichennaturverjüngung und Eichenpflanzung im Forstbezirk Mußlheim. *Forst u. Holz* 48 (23): 672-676. (Kosten der Ei-Naturverjüngung ca 30-60% der Planzkosten)
- Güssefeldt, J., 1997: Grundsätzliche Überlegungen zu Regionalisierungsmodellen. *Geograph. Zeitschr.* 85: 1 -19.
- Haara, A., 1997: The k-nearest-neighbour Method for Estimating Basal-area Diameter Distribution. *Scand. J. For. Res.*: 200-208.
- Haara, A., Maltamo, M. and Tokola, T., 1997: The k-nearest-neighbour Method for Estimating Basal-area Diameter Distribution. *Scand. J. For. Res.*: 200-208.
- Häberle, S. 1996. Der Faktor Arbeit im Forstbetrieb - ein auslaufender Posten? *Forstw. Cbl.* 115: 108-117.
- Haedrich, G., Kuss, A. u. Kreilkamp, E., 1986: Der Analytic Hierarchy Process - Ein neues Hilfsmittel zur Analyse und Entwicklung von Unternehmens- und Marktstrategien. *WiSt:* 120-126.
- Hafley, W. L. and Schreuder, H.T., 1977: Statistical distributions for fitting diameter and height data in even-aged stands. *Can. J. For. Res.* 4: 481 - 487.
- Hägglund, B. 1981. Forecasting growth and yield in established forests. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Forest Survey. Report 31.
- Haight, R.G., Brodie, J.D. u. Adams, D.M., 1985: Optimizing the Sequence of Diameter Distributions and Selection Harvests for Uneven-Aged Stand Management. *Forest Science* 31: 451-462.
- Halaj, J., Rehak, J., 1979: Rastove tabulky hlavných drevin CSSR.
- Hamilton D.A., Brickell J.E., 1983: Modeling methods for a two-stage system with continuous responses, *Can. J. For. Res.* 13: 1117-1121
- Hamilton, D. B., 1989: Accumulating evidence of avian botulism risk using certainty factors. *AI Applications in Natural Resources, Agriculture and Environmental Science* 3 (1): 1-10.
- Hamilton, G. J., Christie, J. M., 1971: Forest Management Tables (Metric). Her Majesty's stationary office.
- Hampicke, U., 1988: Extensivierung der Landwirtschaft für den Naturschutz – Ziele, Rahmenbedingungen und Maßnahmen. *Schriftenreihe Bayer. Landesamt f. Umweltschutz*, 84: 9-35.
- Hanewinkel, M., 1996: Überführung von Fichtenreinbeständen - Planungsstrategie und deren Umsetzung. *AFZ/Der Wald* 26: 1442-1446.
- Hanewinkel, M., 1997: Überführungsplanung vom Fichten-Altersklassenwald in den Dauerwald und ökonomische Analyse der Überführung am Beispiel eines ANW-Betriebes. *Der Dauerwald*, 17: 27-41.
- Hanewinkel, M., 2001: Neuausrichtung der Forsteinrichtung als strategisches Managementinstrument. *Allg. Forst- u. J.-Ztg.* 172 (11): 202-211.
- Hansen, G.D. et al., 1987: Effects of diameter distribution on the growth of Northern Hardwoods. *Can. J. For. Res.* 17 (1).



- Hanstein, U. u. Sturm, K., 1986: Waldbiotopkartierung im Forstamt Sellhorn. Aus dem Walde, Heft 40.
- Hanstein, U., 1992: Vollflächige Waldbiotopkartierung als Teil der Forsteinrichtung. Forst und Holz 47.Jg(17): 531-533.
- Hapla, F. u. Saborowski, J., 1994: Quantifizierung der Kernvolumina von Nadelbäumen mit obligatorischer Farbkernholzbildung. Holz als Roh- und Werkstoff 52, 205-209.
- Hapla, F., 1986: Beeinflussen unterschiedliche Durchforstungsmaßnahmen die Holzeigenschaften der Douglasie? Forstarchiv 57. Jg. Nr. 3: S. 99 - 104.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F. Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, Jr., and Cummins, K.W., 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. In MacFadey, A. and Ford, E.D. (eds.) Advances in Ecological Research Vol (15), Academic Press, Orlando, Fla. 133-302.
- Härtel, T., 2004: Die Geschichte der Forsteinrichtung. Masterarbeit, Georg-August-Universität Göttingen.
- Hartig, G.L., 1804: Anweisung zur Taxation und Beschreibung der Forste, oder zur Bestimmung des Holzertrags der Wälder. Gießen.
- Hartig, G. L., 1795: Anweisung zur Taxation der Forste oder zur Bestimmung des Holzertrags der Wälder. Faksimile-Druck, Georg-Ludwig-Hartig-Stiftung, Wiesbaden.
- Hartig, G.L., 1795: Anweisung zur Taxation der Forste. Gießen.
- Hartig, Th., 1847: Vergleichende Untersuchungen über den Ertrag der Rotbuche. Verlag Albert Förstner, Berlin.
- Hasenauer, H., Moder, M. & Eckmüller, O. 1995. Ein Programm zur Modellierung von Wachstumsreaktionen. AFZ 4: 216-218.
- Hasenauer, H., Moser, M. und Eckmüller, O., 1994: Distanzabhängiger Bestandeswachstumssimulator für Mischbestände: MOSES (Programmbeschreibung). Institut für Waldwachstumsforschung - Universität für Bodenkultur Wien.
- Hattemer, H. H., Bergmann, F. u. Ziehe, M., 1993: Einführung in die Genetik für Studierende der Forstwissenschaft. Frankfurt a. M.: J. D. Sauerländer's Verlag. 492 S.
- Helliwell, R., 1993: Newsletter 4. Continuous Cover Forestry Group, UK.
- Hempel, G., 1994: Theoretical and experimental design for obtaining the most probable distribution of growth values in forest stands by the incomplete gamma-function. In: Rennolls, K., Gertner, G. (eds.): The optimal design of forest experiments and forest surveys. Proc. IUFRO S4.11 Conf., Univ. of Greenwich, London, S. 299-307.
- Henne, A., 1976: Ziele, Zielgewichte und Nutzwertanalyse in der mittelfristigen forstlichen Planung. AFZ 31. Jg.: 675-678.
- Henne, A., 1992: Laufende und mittelfristige Kontrolle im Forstbetrieb. In: Österreichische Forstztg. Wien, 103: 60 – 64.
- Hennert, C.W., 1791: Anweisung zur Taxation der Forsten. 1. Teil Berlin 1791; 2. Teil Berlin und Stettin 1795: insges. 695 S.
- Hennert, K.W., 1791: Anweisung zur Taxation der Forsten. Berlin u. Stettin.
- Hessen, 1981: Hessische Anweisung für Forsteinrichtungsarbeiten (HAFEA 80) und technische Richtlinien (TR 80), Hessische Forsteinrichtungsanstalt, Gießen.
- Hessen, 2002: HAFEA – Hessische Anweisung für Forsteinrichtungsarbeiten. Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten: 74 S.
- Hessen, 2002: HAFEA – Hessische Anweisung für Forsteinrichtungsarbeiten. Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten: 74 S.
- Hessenmöller, D. u. Gadow, K. v., 2001: Beschreibung der Durchmesserverteilung von Buchenbeständen mit Hilfe der bimodalen Weibullfunktion. Allg. Forst- & Jagd-Ztg. 172 J, 3, 46-50.
- Hessenmöller, D., 2002: Modelle zur Wachstums- und Durchforstungssimulation im Göttinger Kalkbuchenwald. Diss. Univ. Göttingen: 134 p.
- Hessenmöller, D., 2002: Zum Wachstum der Rotbuche *Fagus sylvatica* L. in Europa. Unveröff. Arbeitspapier, Institut für Waldinventur und Waldwachstum d. Univ. Göttingen: 14 S.
- Hessisches Ministerium für Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz, 1990: Erlaß über das Lebensraumgutachten, in: Richtlinien für die Hege und Bejagung des Rehwildes in Hessen. Staatsanzeiger für das Land Hessen 18, Wiesbaden.
- Heydecke, P., 1997: Waldschutz-Blätter: Kiefernbaumschwamm. AFZ/Der Wald, 14/1997.
- Heyer, C., 1841: Die Waldertragsregelung. Ferber, Gießen: 264 S.
- Hildebrandt, G., 1969: Ermittlung von Stammdurchmesserverteilungen in Buchenbeständen durch Luftbildinterpretation, Bildmessung und Luftbildwesen,, 48-54.

- Hildebrandt, G., 1996: Fernerkundung und Luftbildmessung für Forstwirtschaft, Landschaftsökologie und Vegetationskartierung. Wichmann Verlag.
- Hille, M., Hessenmöller, D. Möhring, B. and Gadow, K. v., 1999. Evaluating alternative silvicultural regimes in a 110-year old beech forest. In: Proc IUFRO Conference *From Theory to Practice - Gaps and Solutions in Managerial Economics and Accounting in Forestry*. Prag, : 94-100.
- Hinrichs, A. u. G. Oesten, 1993: Forsteinrichtung als Führungsinstrument im Forstbetrieb. Bericht über die Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung 13.-15. 10. 1993 in Xanten/Nordrhein-Westfalen
- Hinrichs, A. u. Oesten, G., 1994: Forsteinrichtung als Führungsinstrument im Forstbetrieb – Versuch einer Positionsbestimmung und Forschungsabsichten. Arbeitskreis Zustandserfassung u. Planung.
- Hinrichs, A., Oesten, G. und Steinbrenner, M., 1993: Die Betriebsinventur der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg. Arbeitspapier 14-93. Institut für Forsteinrichtung und Forstliche Betriebswirtschaft, Albert-Ludwigs-Univ. Freiburg: 74 S.
- Hinrichs, L., 2004: Untersuchungen zur Generierung von Behandlungsvarianten für Buchen-Fichten Mischbestände. Ertragskundetagung, Stift Schlägl, Vortragsmanuskript: 8 S.
- Hirner, V., 1978: Theoretische Überlegungen zur Sechs-Baum-Stichprobe und deren praktische Anwendungsmöglichkeiten. Univ. Freiburg (Breisgau), Forstwiss. Fak., Diss., 114 S.
- Hockenjos, W., 1996: Such- und Irrfahrten des Waldbaus – dargestellt am Beispiel des staatlichen Forstamtes Villingen-Schwenningen (Schwarzwald). *Der Dauerwald*, 14: 25-36.
- Hoen, H., 1996: Forestry Scenario Modelling for Economic Analysis - experiences using the GAYA-JLP model. In: Päävinen, R., Roihuvuo, L. and Siitonen, M., (eds) 1996: Large-scale forestry scenario models - experiences and requirements. European Forest Institute. EFI Proceedings No. 5: 79-88.
- Hof, J. u. Bevers, M., 1998: Spatial optimisation for managed ecosystems. Columbia University Press, New York: 258 S.
- Hoffmann, Ch., 1994: Unsicherheit und Risiko, Risikoanalyse und Risikomanagement. *Allg. Forst- u. Jagdztg.* 165 (12): 213-221.
- Höfle, H. H., 1979: Grundgedanken zu Begriff und Entwicklung eines Informationssystemen. In: *Beih. Schweiz. Z. Forstwesen.* Nr. 64, 27-137.
- Höfle, H. H., 1992: Waldzustand und Waldentwicklung im Forstamt Bovenden - ein ökologisch optimierter Wirtschaftsbetrieb. *AFZ* 11: 612-615.
- Hoganson, H. M. u. Rose, D. W., 1984: A simulation approach for optimal timber management scheduling. *For. Sci.* 30 (1): 200-238.
- Hoganson, H. M., 1996: Using Dtran for the Minnesota GEIS. In: Päävinen, R., Roihuvuo, L. and Siitonen, M., (eds) 1996: Large-scale forestry scenario models - experiences and requirements. European Forest Institute. EFI Proceedings No. 5: 143-152.
- Högmander, H. u. Penttinen, A., 1996: Some statistical aspects of Finnish wildlife triangles. *Finnish Game Res.* 49: 37-43.
- Höher, G. C., 1994: Waldbauliche Untersuchungen zur Entstehung, Struktur und Weiterentwicklung der Erdmannbestände im Forstamt Erdmannshausen. Diss. Forstl. Fak. d. Univ. Göttingen: 203 S.
- Hollenstein, K., 1997: Analyse, Bewertung und Management von Naturrisiken. Hochschulverlag AG der ETH Zürich: 191 p.
- Holm, M., 1975: Einzelstammweise Nutzung nach Zieldurchmessern. *AFZ* 1975: 357-358.
- Holm, M., 1994: Der Dauerwald im wirtschaftlichen Vergleich mit dem Altersklassenwald. *Der Dauerwald*, 11: 32-38.
- Holmgren, P., 2002: Variable describing “Naturalness” and “Management” in the Global Forest Resource Assessment - Concept Note. First meeting of Advisory Group to Global Forest Resource Assessment, October 14 to 18, 2002 in Nairobi, Kenya.
- Holten, N.E. u. Diest, W. v., 1996: Über das Umsetzen in dänischen Eichenbeständen. *FA* 67: 160-174.
- Hölzer, 1988: Untersuchungen über die innere Ästigkeit bei der Rotbuche. Diplomarbeit, Forstwissenschaftlicher Fachbereich der Universität Göttingen.
- Hong, W. u. Wu, C. Z. 1999: Management models and their application in Masson pine (*Pinus massoniana*). China Forestry Press, 354 S. (in Chinesisch).
- Horvath, P., et al 2000: *Controlling*. 6.Aufl., Verlag Franz Vahlen, München, 890 S.
- Houllier, F., Leban, J.-M. and Colin, F., 1995: Linking growth modelling to timber quality assessment for Norway spruce. *Forest Ecology and Management* 74: 91-102.
- Hui G.Y. u. Albert, M., 2004: Stichprobensimulationen zur Schätzung nachbarschaftsbezogener Strukturparameter in Waldbeständen. *AFJZ*

- Hui, G. H. and Hu Y. B. 2001: Measuring species spatial segregation in mixed forest. *Forest Research*. 14(1):23-27.
- Hui, G. Y. u. Gadow K. v., 2002: Das Winkelmaß - Theoretische Überlegungen zum optimalen Standardwinkel. *Allgemeine Forst u. Jagdzeitung*. In print.
- Hui, G. Y. u. Gadow, K. v., 1993: Zur Entwicklung von Einheitshöhenkurven am Beispiel der Baumart *Cunninghamia lanceolata*. *Allg.Forst- u. J.-Ztg.*, 164(12):218-220.
- Hui, G. Y. und Gadow, K. v., 1997: Entwicklung und Erprobung eines Einheitsschaftmodells für die Baumart *Cunninghamia lanceolata*. *Forstw. Cbl* 116 (5): 315 - 321.
- Hui, G. Y., Albert, M. u. Gadow, K. v., 1998: Das Umgebungsmaß als Parameter zur Nachbildung von Bestandesstrukturen. *Forstw. Cbl* 117: 258-266.
- Hui, G.Y., 1998: Ein integriertes Wuchsmodell für die Baumart *Cunninghamia lanceolata*. Diss., Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Georg-August-Universität Göttingen.
- Hundeshagen, J. C., 1826: Die Forstabschätzung auf neuen wissenschaftlichen Grundlagen. H. Laupp, Tübingen.
- Hundeshagen, J. C., 1828: *Encyclopädie der Forstwissenschaft*. 2. Aufl. Tübingen
- Hundeshagen, J. Chr., 1828: *Encyclopädie der Forstwissenschaft*. 2. Aufl. Tübingen
- Huss, J., 1987: Mischwald zwischen Wunsch und Wirklichkeit. *Forstwiss. Cbl*. 106: 114-132.
- Jaakkola, S., Poso, S. u. Skramo, G., 1988: Satellite remote sensing for forest inventory - Experiences in the Nordic countries. *Scand. J. For. Research*, Vol. 3, No. 4, 545-567.
- Jacobsen, C., Rademacher, P., Meesenburg, H. u. Meiwes, K.J., 2002: Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten. *Literaturstudie und Datensammlung im Auftrag des BMELF*.
- Jaehne, S and Dohrenbusch, A. 1997. Ein Verfahren zur Beurteilung der Destandesdiverität. Summary: a method to evaluate forest stand diversity. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 116: 333-345.
- Jansen, J.J., Sevenster, J., Faber, P. J., 1996: Opbrengst Tabellen voor belangrijke boomsoorten in Nederland. *Landbouwniversiteit Wageningen; IBN-Rapport 221; Hinkeloord-Report No 17*.
- Jeffers, J. N. R., 1992: The management of creativity in forest research. Vortrag, IUFRO Weltkongress, Berlin.
- Jensen, M. u. Hofmann, G., 1997: Entwicklungszyklen des baltischen Buchenwaldes. *AFZ/Der Wald* 19: 1012-1018.
- Jöbstl, H. A., 1978: Grundfragen der Unternehmungsplanung in der Forstwirtschaft. *Schriftenreihe des Instituts für forstliche Betriebswirtschaft und Forstwirtschaftspolitik*, Bd. 5, Univ. für Bodenkultur, Wien, 212 S.
- Johann, K. u. Pollanschütz, J., 1981: Standraumregulierung bei Fichte und Buche, Mischwuchsregulierung. *Seminarreihe der Forstlichen Bundesversuchsanstalt, Wien*, 51 S.
- Johnson, N. L., 1949: Bivariate distributions based on simple translation systems. *Biometrika* 36: 297-304.
- Johnston, D R., Grayson, A. J. u. Bradley, R. T., 1967: *Forest Planning*. Faber & Faber, London
- Jonsson, B., Holm, S. and Kallur, H., 1992: A forest inventory method based on density-adapted circular plot size. *Scand. J. For. Res.* 7: 405 – 421.
- Judeich, F., 1871: *Die Forsteinrichtung*. Dresden
- Judeich, F., 1871: *Die Forsteinrichtung*. G. Schönfelds Verlagsbuchhandlung, Dresden
- Kahn, M., 1994: Modellierung der Höhenentwicklung ausgewählter Baumarten in Abhängigkeit vom Standort. *Dissertation, Forstwissenschaftliche Fakultät, Universität München*.
- Kahn, M., 1996: Quasikausale Modellierung des Standort-Leistungsbezuges als Voraussetzung zum Aufbau flexibler Mischbestands-Modelle. *FwCbl*. 114: 175-187.
- Kahn, M., Pretzsch, H., 1998: Parametrisierung und Validierung des Wuchsmodells SILVA2.2 für Rein- und Mischbestände aus Fichte, Tanne, Kiefer, Buche, Eiche und Erle, in Kenk, G. (Hrsg.): *Beiträge zur Jahrestagung der Sektion Ertragskunde 1998 in Kevelaer*.
- Kammesheidt, L., 2002: Tropenwaldentwicklung 1980 bis 2000. *AFZ-Der Wald* 19: 988-991.
- Kangas, A. 1991. Updated measurement data as prior information in forest inventory. *Silva Fennica* 25(3): 181-191.
- Kangas, J. u. Kangas, A., 2002: Multiple criteria decision support methods in forest management. In: Pukkala, T., 2002 (ed): *Multi-objective Forest Planning*, Vol 6 of the book series *Managing Forest Ecosystems*; Kluwer Academic Publishers: 37-70.
- Kangas, J., Kangas, A., Leskinen, P. u. Pykäläinen, J., 2001: MCDM methods in strategic planning of forestry on state-owned lands in Finland – application and experiences. *Journal of Multi-Criteria Decision Analysis*. 10: 257-271.

- Kassier, H.W., 1976. 'n Oorsig van beplanning en beplanningstegnieke in die bosbou met spesiale verwysing na oesreëling. MSc thesis, Universitat Stellenbosch, Südafrika.
- Kassier, H.W., 1993: Dynamics of diameter and height distributions in commercial timber plantations. PhD dissertation, Faculty of Forestry, Univ. of Stellenbosch, South Africa.
- Kato, F., 1977: Einführung in die Methoden der Unternehmensforschung für Forstleute. Vorlesungsmanuskript zum Zusatzfach Methodik der Unternehmensforschung: 140 S.
- Kato, F., 1977: Simulation der wirtschaftlichen Entwicklung von Beständen und Betriebsklassen. Sonderdruck, Allgemeine Forstzeitschrift Nr. 14: 4 S.
- Kätsch, C., 1990: Zweiphasige Stichprobeninventuren für Zwecke der Betriebsinventur auf der Basis einfacher Luftbildauswertung. Dissertation, Forstl. Fakultät d. Universität Göttingen.
- Kätsch, C., 1998: Konzeption für ein forstliches Produktionsplanungs- und –steuerungssystem unter besonderer Berücksichtigung der Forsteinrichtung. Schriften aus der Forstl. Fak. D. Univ. Göttingen u. d. NDS forstl. Vers. Anst. Bd 126: 211 S.
- Kätsch, C., 1998a: Starkholzinventur mit Hilfe von Luftbildern. F. u. H., 8, 227-231.
- Kätsch, C., 1998b: Satellitenfernerkundung - Stand und zukünftige Anwendung für Forstwissenschaft, Forstwirtschaft und Umweltmanagement. F. u. H., 10, 291-296.
- Kaube, J., 2002: Wappnet Euch mit Gleichmut. Frankfurter Allgemeine Zeitung v. 27. Juli 2002, S. 40.
- Kellomaki, u. Peltola, 1998: Silvicultural strategies for predicting damage to forests from wind, fire and snow. Res. Note 73, Faculty of Forestry, Univ. Joensuu.
- Kennedy, J. J., Dombek, M. P. u. Koch, N. E., 1995: Values, beliefs and management of public forests in the western world at the close of the 20<sup>th</sup> century. Manuskript eines Vortrages anlalich der Tagung Toward a scientific and social framework for ecosystem-based management of federal lands and waters vom 4.-14. 12. 1995 in Tucson, Arizona: 29 S.
- Kennel, R., 1972: Die Buchendurchforstungsversuche in Bayern von 1870 bis 1970. Forstliche Forschungsberichte München, No. 7: 264 S.
- Kenneweg, H. u. Oswald, J., 1988: Use of second generation Earth Observation Satellites in the Implementation of forest Management Models. Berichte für die EG-Kommission.
- Kenneweg, H., 1989: Satellitenfernerkundung und die Skepsis der Forstpraktiker. Forst und Holz, 459.
- Kenneweg, H., 1991: Waldzustand und Waldschäden. Fernerkundung in der Forstwirtschaft.
- Kilkki, P. 1989. Metsanmittausoppi. [Waldmelehre] Auf Finnisch. Silva Carelica 3. 3. Auflage. University of Joensuu, Finland. 238 S.
- Kimmins, J.P., 1997: Forest Ecology. Prentice Hall Inc. Upper Saddle River, NJ.
- Kint, V., Meirvenne, M.V, Nachtergale, L., Geuden, G. and Lust, N., 2003. Spatial methods for quantifying forest stand structure development: A comparison between nearest-neighbour indices and variogram analysis. For. Sci. 49(1): 36-49.
- Kirchhoff, B., 2003: Erfassung und Beschreibung ausgewählter Waldflächen der Nordmongolei. Masterarbeit, Universität Göttingen: 84 S.
- Kirkpatrick, S., Gellat, C.D., Vecchi, M.P., 1983: Optimization by simulated annealing. Science 220, 671-680.
- Klädtke, J., 1992: Konstruktion einer Z-Baum-Ertragstafel am Beispiel der Fichte. Dissertation, Forstliche Fakultät, Universität Freiburg.
- Klädtke, J., 1993: Konstruktion einer Z-Baum-Ertragstafel am Beispiel der Fichte. Mitt. d. Forstl. Vers. u. Forsch. Anst. Baden-Wurt., Heft 173.
- Kleinn, C. and Köhl, M. (eds), 1999: Long Term Observations and Research in Forestry. Proceedings Volume., International IUFRO Symposium held in Costa Rica, February 23-27, 1999.
- Kleinn, C., 2002: New technologies and methodologies for national forest inventories. Unasylva, 53 (210): 10-15.
- Klemperer, W.D., 1996: Forest Resource Economics and Finance. MacMillan.
- Knigge, W. u. Schulz, H., 1966: Grundriss der Forstbenutzung. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Knoke, T. u. Plusczyk, N. 2001: On economic consequences of transformation of a spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) dominated stand from regular into irregular age structure. Forest Ecology and Management 151:163-179.
- Knoke, T. u. Plusczyk, N., 2001: On economic consequences of transformation of a spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) dominated stand from regular into irregular age structure. Forest Ecology and Management 151:163-179.
- Knoke, Th., 1999: Zur betriebswirtschaftlichen Optimierung der Vorratshöhe in einem Plenterwald. Forst u. Holz 54 (16): 483-488.

- Knuchel, H., 1950: Planung und Kontrolle im Forstbetrieb. H.R. Sauerländer & Co., Aarau. (FE Bib. K61 B452)
- Koch, F., 2005: Entwicklung der Waldbaurichtlinien in der DDR. Unveröff. Hausarbeit im Seminar Steuerung und Analyse der Waldentwicklung. Institut für Waldinventur und Waldwachstum d. Univ. Göttingen. Köhl, M. u. Green, E., 1991. Empirische Bayes-Schätzer zur Datenanalyse in Forstinventuren. Forstw. Cbl. 110: 393-399.
- Köhl, M., 1991: Vierphasige Stichprobeninventur zur Holzvorratsschätzung: Ergebnisse einer Pilotinventur in Indien. Fernerkundung in der Forstwirtschaft, 170-187.
- Köhler, A., 1951: Vorratsermittlung in Buchenbeständen nach Stammdurchmesser und Baumabstand. AFJZ: 69-74.
- Köhler, M., 1997: Untersuchungen zum Einsatz eines hybriden Geographischen Informationssystems zur Unterstützung der forstlichen Planung und Maßnahmenvorbereitung. Diplomarbeit, Fachbereich Forstwirtschaft der FH Hildesheim/Holzminden.
- Kohlstock, N., 1993: Standortgerechter Waldbau in Brandenburg in Tradition und Zukunft. Der Wald Berlin 43 (11): 364-368.
- Kolenka, I., Klacko, S. u. Hajdúchová, I., 1996: Problems of Forest Enterprise Financing during the Transition Period. The Finnish Journal of Business Economics 45 (1): 101-110.
- Kollmann, F., 1952: Integrierte Forschung - ein Ausweg aus der Krise der Wissenschaft. Selbstverlag der Univ. Hamburg: 24 S.
- Kolström, T., 1992: Dynamics of uneven-aged stands of Norway Spruce - a Model Approach. Dissertation. Univ. Joensuu. Finnland.
- König, A., 1995: Sturmgefährdung von Beständen im Altersklassenwald. Ein Erklärungs- und Prognosemodell. Frankfurt/Main: J.D. Sauerländer's.
- König, G., 1864: Die Forstmathematik, 5. Aufl., Gotha.
- Konitzer, A., 2000: Waldumbaumassnahmen und ihre betriebswirtschaftlichen Auswirkungen – eine GIS-gestützte Untersuchung am Beispiel des Niedersächsischen Harzes. Diss., Univ. Göttingen.
- Konohira, Y and Amano, M, 1986: Methods for the forests allowable cut calculation in Japan. In: Carcea, F (ed): Determination of the forests; allowable cut in various countries of the world. IUFRO, Bucharest: 149 - 157.
- Köpsell, R., 1983: Charakteristische Kennziffernstrukturen naturgemäß bewirtschafteter Forstbetriebe. Forstarchiv 54 (3): 83-89.
- Korhonen, K.T. 1991: Sekamallitekniikka laadittujen runkokäyrämallien käyttö metsäinventoinnissa. Summary: Using taper curve models based on mixed linear models in forest inventory. Folia Forestalia 774. 27 S.
- Korhonen, K.T., 1993: Mixed estimation in calibration of volume functions of Scots pine. Silva Fenn. 27: 269-276.
- Korhonen, K.T., 1995: Koepuutiedon käyttö inventointitulosten laskennassa. [Die Verwendung der Probebauminformationen bei der Ergebnisberechnung einer Inventur] Auf Finnisch. Publications of the Finnish Forest Research Institute No. 569. 28 S.
- Korpel, S., 1992: Ergebnisse der Urwaldforschung für die Waldwirtschaft im Buchenökosystem. Allgemeine Forstzeitschrift 47 (21): 1148-1152.
- Košir, Z., 1966: Beitrag zur Erforschung der Urwaldstruktur reiner Buchenwälder. In: Gesellschaftsmorphologie, Ber. Int. Symp. Int. Ver. Veg.-Kunde, Rinteln. 4.-7.4. 1966. R. Tüxen (ed.) 1970.
- Kouba, J., 1989: The theory of an estimate of the development of calamities and of management of the process of forest adjustment to normal forest. Lesnictvi 35 (10): 925-944.
- Kraft, G., 1884: Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben. Hannover
- Kramer, H. u. Akça, A., 1995: Leitfaden zur Waldmeßlehre. J. D. Sauerländer's Verlag Frankfurt am Main. 266 S.
- Kramer, H., 1985: Begriffe der Forsteinrichtung. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main
- Kramer, H., 1988: Waldwachstumslehre. Verlag Paul Parey Hamburg und Berlin. 374 S.
- Kramer, H., 1990: Zur Nutzungsplanung bei geänderter Waldstruktur. Forst u. Holz 45 (21): 621-623.
- Kramer, H., Akça, A., 1987: Leitfaden für Dendrometrie und Bestandesinventur. 2. Auflage. Sauerländer Verlag, Frankfurt am Main
- Kramer, P., 2000: Zielorientierte Steuerung im Forstbetrieb. Schriften aus dem Institut für Forstökonomie der Universität Freiburg, Bd. 13.

- Kroeger, W., 1992: Grundzüge der Sicherheit technischer Systeme. Lecture notes, ETHZ Zurich.
- Krutzsch, H. und Loetsch, F., 1938: Holzvorratsinventur und Leistungsprüfung der naturgemäßen Waldwirtschaft. Verlag J. Neumann, Neudamm.
- Kublin, E. und Scharnagl, G., 1988: Verfahrens- und Programmbeschreibung zum BWI-Unterprogramm *BDAT*. Abschlußbericht, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, 7800 Freiburg i. Br.: 87 S.
- Kuehl, R. O., 1994: *Statistical Principles of Research Design and Analysis*. Duxbury Press, Belmont, California: 686 p.
- Kuntz, S. u. Zimmermann, C., 1993: Erfassung von Sturmschäden im nördlichen Schwarzwald mit Satellitendaten. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 164, 8, 150-155.
- Kuntz, S., 1991: Anwendung von Satellitendaten zur Erfassung und Kartierung von Sturmschäden. *Fernerkundung in der Forstwirtschaft*, 124-134.
- Kurth, H., Gerold, D. u. Ulbricht, R., 1994: Forsteinrichtung. *Deutscher Landschaftsverlag Berlin GMBH*
- Kurth, H., 1978: Die Raum-Zeit Ordnung des Waldes – Tharandter Beiträge zur Entwicklung der Forsteinrichtung. *Wiss. Zeitschr. TU Dresden* 27: 215 – 224.
- Kurth, H., 1988: Bestandesinventur in der Deutschen Demokratischen Republik. *Sozialistische Forstwirtschaft Berlin*, Nr. 38: 114-116.
- Kurth, H., 1991: Die Dynamik von Holzvorrat, Zuwachs und Holztertrag in Bezug zur Nachhaltigkeit. *AFJZ* 162 (3): 51-60.
- Kurth, H., Gerold, D. u. Ulbricht, R., 1994: Forsteinrichtung – Nachhaltige Regelung des Waldes. *Deutscher Landschaftsverlag Berlin GMBH*: 592 S.
- Kuusela, K., 1994: *Forest Resources in Europe*. European Forest Institute, Research Report 1, Cambridge University Press: 154 pp.
- Lähde, E., Laiho, O., Norokorpi, Y. u. Saska, T., 2002: Zuwachs von Fichte und Birke in gleich und ungleich strukturierten Beständen. *Forst und Holz*, 15/16, S. 483.
- Lamprecht, H., 1986: *Waldbau in den Tropen*. Paul Parey, Berlin.
- Lang, K. J. and Tang, S. Z. 1989: IBM PC software for forest statistics, inventory, planning and management. *China Forestry Press*, 549 S. (in Chinesisch).
- Lang, P., 1993: Forstbetriebsplanung und Dauerwaldwirtschaft. *Der Dauerwald*, 8: 53-57.
- Lang, P., 1993: Zum 75. Geburtstag von Oberforstmeister a.D. Dr. Johann Georg Hasenkamp. *Der Dauerwald*, 9: 29.
- Lappi, J., 1992: JLP - a linear programming package for management planning. *The Finnish Forest Res. Inst., Res. Paper* 414: 131 pp.
- Laughton, F.S., 1937: The silviculture of the indigenous forests of the Union of South Africa with special reference to the forests of the Knysna region. *Sci. Bull.* 157, *Forestry Series* 7, Government Printer, Pretoria: 169 p.
- Leak, W. B., Dole, S. S. u. Filip, S. M., 1969: *A silvicultural guide for northern hardwoods in the Northeast*, 34 S.
- Leak, W.A., 1996: Long-term structural change in uneven-aged northern hardwoods. *Forest Science* 42, 160-165.
- Lee, J.Y. (1971). Predicting mortality for even-aged stands of lodgepole pine. *For. Chron.* 47: 29-32.
- Lee, W. K., 1993: Wachstums- und Ertragsmodelle für *Pinus densiflora* in der Kangwon-Provinz, Korea. PhD Dissertation, Institut Forsteinrichtung, Univ. of Göttingen.
- Lehner, F. et al., 1995: *Wirtschaftsinformatik: Theoretische Grundlagen*. Carl Hanser Verlag, München, 413 S.
- Lemm, R., 1991: Ein dynamisches Forstbetriebssimulationsmodell. Diss. Professur Forsteinr. u. Waldwachstum ETH Zürich: 235 S.
- Lemmel, H., 1925: Die Bodenreinertragslehre im sozialökonomischen Lichte. *Zeitschrift für Forst- und Jagdwesen*. 57, S. 65-96.
- Lent, J., 1931: Ein Beitrag zur Einrichtung von Gemeindewaldungen und zur Forstbilanzierung. *Zeitschrift für das Forst- und Jagdwesen* 63, S. 196-210.
- Leßner C. u. Wiegard C., 1998: Flexibles Wertinventurverfahren am Beispiel der Kiefer. *Allg. Forstzeitschrift/Der Wald*, 15/1998.
- Leuschner, A., 1990: *Forest regulation, harvest scheduling and planning techniques*. John Wiley: 281 p.
- Leuschner, C., 2002: Lebensraum Baumkrone – Schatzkiste der Biodiversität. *Wissenschaftsmagazin der Georg-August-Universität Göttingen*. Nr. 1: 18-25.

- Lewandowski, A. u. Pommerening, A., 1997: Zur Beschreibung der Waldstruktur - Erwartete und beobachtete Artendurchmischung. FwCbl. 116, 129-139.
- Lewandowski, A. und Gadow, K. v., 1996: Ein heuristischer Ansatz zur Reproduktion von Waldbeständen. AFJZ 168 (9): 170 - 174.
- Lewandowski, A. und Pommerening, A. 1996: WaldSim 3.0 – Ein Programm zur Stichprobensimulation in strukturreichen Beständen. Softwareprogramm Betaversion 11/98, Institut für Forsteinrichtung und Ertragskunde der Universität Göttingen
- Lewandowski, A., 1996: Vergleich von Winkelzählprobe und Probekreis zur Schätzung von Grundfläche und Stammzahl für einen Poisson-Wald. Unveröffentl. Manuscript, Göttingen.
- Lillich, L., 1992: Nutzwertverfahren. Schriften zur quantitativen Betriebswirtschaftslehre. Bd.3. Heidelberg: Physica-Verlag. 196 S.
- Lindén, H., Helle, E., Helle, P. u. Wikman, M., 1996: Wildlife triangle scheme in Finland - methods and aims for monitoring wildlife populations. Finnish Game Res. 49: 4-11.
- Lindner, M., Bartelheimer, P., Bonk, S., Cramer, W., Dieter, M., Döbbeler, H., Dursky, J., Duschl, C., Frömdling, D., Gundermann, E., Hölzer, W., Lasch, P., Liesebach, M., Pommerening, A., Pott, M., Pretzsch, H., Schlott, W., Scholz, F., Spellmann, H., Suda, M., Wolff, B., 1999: Concept and first results of an integrated assessment of global change impacts on forests and the forest sector in Germany. Poster presented at the Seminar Forestry Scenario Modelling in Risk Analysis and Management, Joensuu, 4-8 August, 1999.
- Liu, C., Zhang, L., Davis, C.J., Solomon, D.S. u. Gove, J.H., 2002: A Finite Mixture Model for Characterizing the Diameter Distributions of Mixed-Species Forest Stands. Forest Science 48 (4): 653-661.
- Ljungman, C.L.S., Martin, R.M. and Whiteman, A., 1999: Beyond sustainable forest management – opportunities and challenges for improving forest management in the next millenium. FAO, Rome: 45 p.
- Lockow, K.-W., 1992: Kiefern Typen und Bestandesbehandlung. Der Wald Berlin, 42 (5): 170-173.
- Lockow, K.-W., 1993: Modellbildung und Quantifizierung der Durchmesser- und Volumenstruktur des ausscheidenden Kiefernjungbestandes - holzmeßkundliche Entscheidungshilfen für die Erstdurchforstung. Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 27 (2): 77-82
- Lohl, D. J., 1994: Schätzung von Bestandesdurchmesserverteilungen aus Stichprobendaten – Untersuchung der Genauigkeit anhand der computergestützten Stichprobensimulation. Dipl. Arbeit, Forstl. Fak., Univ. Göttingen.
- Lohl, D. J., Saborowski, J. u. Gadow, K. v., 1994: Simulationen zum Inventurkonzept Strukturelle Vierergruppe. Unveröff. Manuskript: 21 S.
- Loy, H. u. Utschig, H., 2001: Nachhaltigkeit durch einzelbaumweise Fortschreibung der Inventur kontrollieren. AFZ-Der Wald: 1222-1225.
- Lüdemann, G.H., 1998: Schnellwachsende Baumarten in Wald und Landschaft Norddeutschlands. Veröffentlichung der „Gesellschaft zur Förderung schnellwachsender Baumarten in Norddeutschland“ e.V.
- Luhmann, N., 1983: Interdisziplinäre Theoriebildung in den Sozialwissenschaften. In: Schneider (1983): 155-159.
- Lüpke, B. v. u. Spellmann, H., 1997: Aspekte der Stabilität und des Wachstums von Mischbeständen aus Fichte und Buche als Grundlage für waldbauliche Entscheidungen. Forstarchiv 68: 167-179.
- Lüpke, B. v., 1992: Waldbau ohne Kahlschlag – Möglichkeiten und Risiken. Forstarchiv 63 (1): 10-15.
- Luxmore, R. J., Oren, R., Sheriff, D. W. u. Thomas, R. B., 1995: Source - sink - storage relationships of conifers. In: Smith, W.K. and Hinckley, T.M. (eds): Resource physiology of conifers. Academic Press: 179-216.
- Madrigal, A., Puertas, F., Martinez Millan, J., 1992: Tablas de produccion para Fagus sylvatica L. en Navarra. Gobierno de Navarra, Dep. de Agricultura, Ganaderia y Montes.
- Maguire, D. A., Moeur, M. und Bennett, W. S., 1994: Models for describing basal diameter and vertical distribution of primary branches in young Douglas-Fir. For. Ecology and Management 63: 23-55.
- Mai, W., 1999: Risikomanagement im Forstbetrieb – Analyse von Betriebsstatistiken für die betriebliche Planung. AFZ/Der Wald Nr. 12: 17-19.
- Mai, W., 2001: Betriebsinventuren und stärkeklassenorientiertes Prognosemodell zeigen Fichtenstarkholzaufkommen im bayerischen Staatswald. Forst u. Holz 56 (22): 707-710.
- Mäkelä, A., 1986: Implications of the pipe model theory on dry matter partitioning and height growth of trees. J. theor. Biol. 123: 103-120.

- Maltamo, M. and Kangas, A., 1997: methods based on k-nearest neighbour regression in estimating basalarea diameter distribution. University of Joensuu, Faculty of Forestry.
- Maltamo, M. Puumalainen, J. and Päivinen, R., 1995: Comparison of Beta and Weibull functions for modelling basal area diameter distribution in stands of *Pinus sylvestris* and *Picea Abies*. *Scand. J. For. Res.* 10:284 - 295.
- Maltamo, M., 1997: Comparing basal area diameter distributions estimated by tree species and for the entire growing stock in a mixed stand. *Silva fennica* 31 (1) p. 1-9.
- Mann, F., 1997: Untersuchungen zur Methodik einer luftbildgestützten Starkholzinventur in Buchenbeständen. Diplomarbeit, Fachbereich Forstwirtschaft der Fachhochschule Hildesheim/Holzminde in Göttingen.
- Mantel, W., 1940: Die betriebswirtschaftliche Ausgestaltung der Forsteinrichtung. *FwCbl* 62, S. 165-174.
- Mantel, W., 1948: Forsteinrichtungslehre. Verlag Neumann/Neudamm: 228 S.
- Mantel, W. 1959: Forsteinrichtung. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main.
- Mantel, K., 1965: Forstgeschichtliche Beiträge. Verlag M. & H. Schaper, Hannover. 208 S.
- Marazzi, C.A., 1985: A value analysis method for the evaluation of telecommunication systems bid proposals. *IEEE transactions on engineering management*, vol EM-32, No 2: 55-62.
- Mayer, H., 1984: Waldbau auf sozio-ökologischer Grundlage. 3. Auflage, Fischer-Verlag Stuttgart.
- McComb, W.C., Spies T.A., and Emmingham, W.H., 1993. Douglas-fir forests: managing for timber and mature forest habitat. *J For.* 91(12): 31-42
- Meffe, G. K., 1996: Conserving genetic diversity in natural systems. In: Szaro & Johnston, 1996: 41-57.
- Mergner, U., 1998: Vom Altersklassenwald zum Dauerwald – Naturgemässe Waldwirtschaft im Bayerischen Forstamt Ebrach. *Der Dauerwald*, 19: 44-56.
- Messing, R. H., Croft, B. A. and Currans, K., 1989: Assessing pesticide risk to arthropod natural enemies using expert system technology. *AI Applications in Natural Resources, Agriculture and Environmental Science* 3 (2): 1-12.
- Metropolis, N., Rosenbluth, A.W., Rosenbluth, M.N. Teller A.H., Teller, E., 1953: Equation of state calculation by fast computing machines. *Journal of Chemical Physics.* 21, 1087-1092.
- Meusel, H., Jäger, E., Weinert, E., 1965: Vergleichende Chorologie der zentral-europäischen Flora. Karten/Text. Jena.
- Meyer, H.A., 1933: Eine mathematisch-statistische Untersuchung über den Aufbau des Plenterwaldes. *Schweiz. Zeitschr. Forstwes.* 84: 88-103, 124-131.
- Meyer, W.H., 1930: Diameter distribution series in even-aged forest stands. *School of Forestry, Yale Univ. Bull.* 28: 105 p.
- Mitscherlich, G., 1952: Der Tannen-Fichten-(Buchen)-Plenterwald. Heft 8 d. Schriftenreihe d. Bad. Forstl. Vers. Anst., Freiburg: 42 p.
- Mlinsek, D., 1994: Der naturnahe Waldbau - sein kognitiver Weg - eine Herausforderung. *Der Dauerwald* 10: 35-43.
- Moeur, M. 1993. Characterizing spatial patterns of trees using stem-mapped data. *For.Sci.* 39(4):756-775
- Möhring, B., 1986: Dynamische Betriebsklassensimulation. *Berichte d. Forschungszentrums Waldökosysteme, Univ. Göttingen*, Bd 20.
- Möhring, K., 1953: Zur Frage: Was erwartet die Praxis von der Forsteinrichtung? *FHW* 8, S. 49-50.
- Monserud R.A., 1976: Simulation of forest tree mortality, *For. Sci.* 22: 438-444.
- Monserud, R.A.; Sterba, H. (1999). Modeling individual tree mortality for Austrian forest species. *For. Ecol. Manage.* 113: 109-123.
- Monserud, R.A., 2003: Evaluating forest models in a sustainable forest management context. *FBMIS* vol 1: 35-47 ([http://www.fbmis.info/A/3\\_1\\_MonserudR\\_1](http://www.fbmis.info/A/3_1_MonserudR_1))
- Moog, M., 1999: Handlungsmöglichkeiten der Forstbetriebe bei sinkenden Industrieholzpreisen. Vortragsmanuskript, 23. Forst- und Holzwirtschaftliches Kolloquium, München: 12 S.
- Moosmayer, 1993 - *AFZ* 18
- Mosandl, R., 1993: Zur Neuorientierung des Waldbaus. *AFZ* 22: 1122-1127.
- Moser, W.G., 1793: Einige Actenstücke über die Forst-Einrichtung. In: Moser's Forst-Archiv, Ulm: 147-243.
- Moser, J. W., 1974: A system of equations for the components of forest growth. In: J. Fries (Hrsg): *Growth models for tree and stand simulation*; Royal College of Forestry. *Research Notes* Nr. 30: 56-76.
- Murray, A. T. and Church, R., 1995: Heuristic solution approaches to operational forest planning problems. *OR Spectrum.* 17:193-203.



- Murray, A.T., 1999: Spatial restrictions in harvest scheduling. *Forest Science* 45 (1): 45-52.
- Murray, D.M. and Gadow, K. v., 1991: Relationships between the diameter distributions before and after thinning. *Forest Science* 37(2): 552 - 559.
- Mylius, A., 1993: Das Herzoglich Oldenburgische Forstamt Lensahn. *Der Dauerwald*, 8: 14-17.
- NABU, 1997: Öko-Test für Forstbetriebe. Ein Leitfaden für Umsetzung und Controlling der naturnahen Waldwirtschaft. Naturschutzbund Deutschland, Landesverband Baden-Württemberg e.V., Stuttgart.
- Nagel, J., 1985: Wachstumsmodell für Bergahorn in Schleswig-Holstein. Dissertation. Forstwissenschaftliche Fakultät der Universität Göttingen
- Nagel, J., 1995: BWERT: Programm zur Bewertung und zur Prognose der Bestandesentwicklung. Tagungsbericht der Sektion Ertragskunde des DVFFA, Joachimsthal, 29. - 31.5.1995. S. 184 - 198.
- Nagel, J., and Biging, G. S., 1995: Schätzung der Parameter der Weibullfunktion zur Generierung von Durchmesserverteilungen. *Allg. Forst und J.-Ztg.*, 166 (9/10): 185-189.
- Nagel, J., 1996: Anwendungsprogramm zur Bestandesbewertung und zur Prognose der Bestandesentwicklung. *Forst und Holz* 51 (3): 76-78.
- Nagel, J., 1997: Bwin – Programm zur Bestandesanalyse und Prognose. Handbuch zur Version 3.0. Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt Göttingen, <http://merlin.uni-forst.gwdg.de>
- Nagel, J., 1998: Möglichkeiten der Einschätzung von Artendiversität und Struktur im Rahmen von Betriebsinventuren. Vortrag am 14. 7. 1998, Fak. F. Forstw. u. Waldökol., Göttingen.
- Nagel, J., 1999: Konzeptionelle Überlegungen zum schrittweisen Aufbau eines waldwachstumkundlichen Simulationssystems für Nordwestdeutschland. Schriften aus d. Forstl. Fak. D. Univ. Göttingen u. d. Nieders. Forstl. Vers. Anst.; Bd 128.
- Nagel, J., 2000: Stanley – Programm zur Auswertung von Stammanalysedaten.
- Nagel, J., 2001: Zur Genauigkeit von Ertragstafeln und dem Einzelbaummodell BWINPro. In: Akca, A., Hoffmann, B., Schumann, K. and Staupendahl, K. (eds.): *Waldinventur, Waldwachstum und Forstplanung*. Festschrift K. v. Gadow, Zohab Publisher, Göttingen: 145-151.
- Nagel, J., M. Albert u. M. Schmidt, 2002. Das waldbauliche Prognose- und Entscheidungsmodell BWINPro 6.1 - Neuparametrisierung und Modellerweiterungen. *Forst und Holz*, 57: S. 486 - 493.
- Nepal S.K. u. Somers G.L., 1992: A generalized approach to stand table projection. *For. Sci.* 38: 120 – 133 P.
- Newberry, J. D. u. Burk, T. E., 1985:  $S_B$  distribution-based models for individual tree merchantable volume – total volume ratios. *For. Sci.* 31. S. 389-398.
- Niedersachsen, 1987: Anweisung zur Betriebsregelung (Forsteinrichtung in den niedersächsischen Landesforsten), Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaften und Forsten - Landesforstverwaltung-.
- Niedersachsen, 1991a: Ganzflächige Waldbiotopkartierung - allgemeine Einführung und Kartierhinweise.
- Niedersachsen, 1991b: Langfristige ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten – Programm der Landesregierung Niedersachsen. Niedersächsisches Ministerium f. Ernährung, Landw. U. Forsten: 49 S.
- Niedersachsen, 1994: Langfristige ökologische Waldbauplanung für die Niedersächsischen Landesforsten. Runderlaß d. ML v. 5.5. 1994: 38 S.
- Niedersächsisches Forstplanungsamt, 1995a: Betriebsregelung in den Niedersächsischen Landes- und Betreuungforsten. Grobkonzepte der Forsteinrichtung und EDV zur Weiterentwicklung und Verbesserung. Unveröffentlicht.
- Niedersächsisches Forstplanungsamt, 1995b: Erhebung und Auswertung von möglichen Bestandes- und Betriebsparametern im Rahmen der Betriebsregelung (Forsteinrichtung). Ergebnisse einer forstverwaltungsinternen Umfrage. Unveröffentlicht.
- Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1991: Langfristige ökologische Waldentwicklung in den Landesforsten - Programm der Landesregierung, Hannover. 49 S.
- Niedersachsen, 1997: Abschlußbericht der Arbeitsgruppe 9 - Betriebsregelung in den Niedersächsischen Landes- und Betreuungforsten. Unveröffentlicht.
- Niehaus-Uebel, G., 1994: Forsteinrichtung mit Hilfe von Color-Infrarot (CIR)-Luftbildern. *BDF-Aktuell*, 35, 12-13.
- Niemelä, J. 1993. Marketing oriented strategy concept and it s empirical testing with large sawmills. *Acta For. Fenn.* 240: 1-102.

- Niggemeyer, P., 1999: Schätzung von Durchmesserverteilungen mit der k-nearest neighbour Methode. Diplomarbeit, Institut für Forsteinrichtung und Ertragskunde, Univ. Göttingen.
- Noeke, G., 2002: Forsteinrichtung als Instrument nachhaltigen Waldmanagements. LÖBF-Mitteilungen Nr. 2/2002. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, Nordrhein-Westfalen: 34-36.
- Nöllenheidt, D., 1999: Untersuchungen zur Konzeption von Weiserflächen. Diplomarbeit, Fak. F. Forstwiss. U. Waldökol., Geog.-August-Univ. Göttingen: 64 S.
- Nordrhein-Westfalen, 1979: Arbeitsanweisung für Forstplaner, Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung, Recklinghausen.
- Nordrhein-Westfalen, 1997: Testlauf zur Landeswaldinventur; Landesforstverwaltung Nordrhein-Westfalen: 134 S.
- Nuutinen, T. 1997: Puun laadun asettamat haasteet metsätalouden suunnittelussa. [Holzqualität setzt Herausforderungen für Forstplanung] Auf Finnisch. Folia Forestalia 1: 98-101.
- O’Hehir, J., 2001: Growth and Yield Models for South Australian Radiata Pine Plantations incorporating Fertilising and thinning. PhD dissertation, Institute of Land and Food Resources, University of Melbourne.
- Obergföll, P., 1997: Das Stärkeklassenverfahren für strukturreiche Wälder als Simulation – am Beispiel des Staatswaldes Pfalzgrafenweiler. Forst u. Holz 52: 628-632.
- Oesten, G., 1984: Zur Operationalität der Ziele im Forstbetrieb. Forst u. Holzwirt, 14/15.
- Oettelt, C.C., 1768: Praktischer Beweis, daß die Mathesis bey dem Forstwesen unentbehrliche Dienste tue. Griessbach, Eisenach.
- Öhman, K. u. Eriksson, 1999: Creating continuous area of old forest in long-term forest planning. Can. J. For. 30:1917-1823.
- Oldershausen, Frhr v., 2004: Brauchen wir die Forsteinrichtung? Qualitätssicherung aus der Sicht eines Forstserviceunternehmens. Tagungsband, Tagung der AG Forsteinrichtung am 15.-16. Oktober 2003 in Dessau: 21 – 28.
- Ontrup, G., 2004: Weiterentwicklung der Forsteinrichtung im Spannungsfeld von Kosten, Qualität und Zeit. Tagungsband, Tagung der AG Forsteinrichtung am 15.-16. Oktober 2003 in Dessau: 40 – 59.
- O'Reagan, W. G. und Arvanitis, L. G., 1966: Cost- Effectiveness in Forest-Sampling. Forest Science 12: 406-414.
- Osmaston, F.C., 1968: The Management of Forests. George Allen & Unwin, London. S. 63-113.
- Otto, H.-J., 1989: Langfristige, ökologische Waldbauplanung für die Nieders. Landesforsten, Bd. 1. Aus dem Walde 42, Nieders. Ministerium f. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Hannover.
- Otto, H.-J., 1993: Waldbau in Europa – seine Schwächen und Vorzüge in historischer Perspektive. Fo u. Ho. 48 (9): 235-237.
- Otto, H.-J., 1994: Die Verwirklichung naturgemäßer Waldwirtschaft in den Niedersächsischen Landesforsten - Chancen und Probleme. Der Dauerwald 10: 3-23.
- Otto, H.-J., 1994: Nach dem Sturm - Erfahrungen und Folgerungen aus der Sturmkatastrophe 1972 in Niedersachsen. Der Wald Berlin 44 (2): 52-56.
- Otto, H.-J., 1994: Wider den Wildwuchs - ökologischer Waldbau und planerische Konzeption. Tagungsbericht d. AG Forsteinrichtung v. 26.-28. 10. 1994 in Neustift/Südtirol: 1-19.
- Otto, H.-J., 2002: Antriebskräfte natürlicher Buchenwalddynamik in Europa. FuH 57 (21): 649-653.
- Pain, O. and Boyer, E., 1996: A whole individual tree growth model for norway spruce. Proceeding on the Second Workshop "Connection between Silviculture and Wood Quality through Modelling Approaches and Simulation Softwares". Editor: Gerard Nepveu: Publication Equipe de Recherches sur la Qualite des Bois 1997/7, December. INRA-Nancy, France.
- Päivinen, R., 1980: Puiden läpimittajakauman estimointi ja siihen perustuva puustotunnusten laskenta. Summary: On the estimation of stem diameter distribution and stand characteristics. Folia Forestalia 442. 28 S.
- Palmer, S., 1994: Waldentwicklung auf der Mittleren Schwäbischen Alb. AFZ 10: 507-510.
- Palmer, S., 1996: Der Waldentwicklungstyp - eine neue Betrachtungsebene für die Forsteinrichtung. Jahrestagung d. Arb. Gem. FE - Zustandserfassung und Planung in Weingarten, Tagungsber.: 11-33.
- Palmer, S., 2000 : Überlegungen zum Thema Dauerwald. Der Dauerwald, 22: 32-42.
- Palo, M., 1994: Population and deforestation. In: Brown, K. and Pearce, D.W. (eds), 1994: The causes of tropical deforestation. UCL Press: 42-60.

- Paredes V., G.L. u. Brodie, J.D., 1997: Efficient specification and solution of the even-aged rotation and thinning problem. *Forest Science*, 33:14-29.
- Paulsen, J. C., 1795: *Praktische Anweisung zum Forstwesen*. Detmold.
- Paulsen, J. C., 1797: Entwurf zur wirtschaftlichen Einteilung des Holzvorrats..., *Lippisches Archiv*, Akt XVI, Nr. 9, Fasz. 68.
- Pearson, S. M., Turner, M. G., Gardner, R. H u. O'Neill, R. V., 1996. An organism-based perspective of habitat fragmentation. In: Szaro & Johnston, 1996: 41-57.
- Pekkonen, T. 1983: Leimikon puuston tilavuuden arviointi regressioennustinta käyttäen. [Schätzung des Bestandesvolumens mit Hilfe eines Regressionschätzers] Auf Finnisch. Publications of the Finnish Forest Research Institute No 86. 55 S.
- Pencz, H., 2004: Forsteinrichtung in Schutzgebieten Mecklenburg-Vorpommerns. Tagungsband, Tagung der AG Forsteinrichtung am 15.-16. Oktober 2003 in Dessau: 70 - 83.
- Penttinen, A., Stoyan, D. and Henttonen, M., 1992: Marked Point Processes in Forest Statistics. *Forest Sci.* 38, S.806-824.
- Perpeet, M., 1997: Noch einmal zum Waldentwicklungstyp. Vortragsmanuskript, Arbeitskreis Zustandserfassung und Planung, Tagung Schwerin.
- Perpeet, M., 2001: *Naturnaher Waldbau – die Waldentwicklungstypen der Bundesforstverwaltung*. Bundesministerium der Finanzen: 81 S.
- Pesonen, M., 1995: Non-Industrial Private Landowners' Choices of Timber Management Strategies and Potential Allowable Cut - case of Pohjois-Savo. *Acta Forestalia Fennica* 247: 31 pp.
- Peterson, C., Gadow, K. v. u. Kräuchi, N., 2003: Large-scale Field Experiments - Creating a Legacy for Sustainable, science-based Forest Management. Proc. IUFRO Conf. *Applied Forest Ecological Experiments*, 5-8 Aug. 2003 in Davos.
- Petri, H. u. Michel, G., 1959: Die Weiserflächen des Forsteinrichtungsamtes Koblenz – Entstehung, Entwicklung und Zweck sowie vorläufige Richtlinien zur Aufnahme, Bearbeitung und weiteren Kontrolle. *Mitt. Aus d. Forsteinrichtungsamt Koblenz* Nr. 8: 116 S.
- Peyron, J.-L., 1993: Présentation illustrée d'une méthode de planification de la gestion forestière et de détermination de l'effort de régénération. *Rev. For. Fr.* XLV (1): 59-73.
- Pfeilsticker, K. H., 1998: Vom Schirmkeilschlag zum Dauerwald. *Der Dauerwald*, 19: 34-35.
- Pickens, J.B., Throop, S.A. & Frendewey, J.O., 1997: Choosing prices to optimally buck hardwood logs with multiple log-length demand restrictions. *Forest Science* 43(3): 403-413.
- Pielou, E. C., 1977: *Mathematical Ecology*. John Wiley & Sons, New York: 384 p.
- Pienaar L.V. u. Harrison W.M., 1988: A stand table projection approach to yield prediction in unthinned even-aged stands. *For. Sci.* 34: 804 – 808 p.
- Pienaar, L. V., Harrison, W. M. u. Rheney, J. W., 1990: PMRC yield prediction system for Slash Pine plantations in the Atlantic coast flatwoods. Plantation Management Research Cooperative. School of Forest Resources. University of Georgia.
- Plachter, H. 1989: Zur biologischen Schnellansprache und Bewertung von Gebieten. *Schriftenreihe für Landespflege und Naturschutz*. Heft 29: 107-135.
- Polley, H., 1997: Bundeswaldinventur II – ein Inventurkonzept zwischen Kontinuität und Modernisierung. In: *Nordrhein-Westfalen (1997): Testlauf zur Landeswaldinventur; Landesforstverwaltung Nordrhein-Westfalen*: 79-89.
- Pommerening, A. u. Wiegard, C., 1996: Bestandesinventur in strukturreichen Wäldern. Informationen für die Zielstärken- und Wertnachhaltigkeit. Abschlussbericht. Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz
- Pommerening, A., 1997: Eine Analyse neuer Ansätze zur Bestandesinventur in strukturreichen Wäldern. Diss. Fakult. für Forstwissenschaften und Waldökologie, Göttingen. Cuvillier Verlag, Göttingen. 187 S.
- Pommerening, A. u. Lewandowski, A., 1997: WaldDat 1.0 - Ein wissenschaftliches Auswertungsprogramm zur Bestandesinventur in strukturreichen Wäldern. Dokumentation Institut für Forsteinrichtung und Ertragskunde, Universität Göttingen. 53 S.
- Pommerening, A. u. Schmidt, M., 1998: Modifizierung des Stammabstandsverfahrens zur Verbesserung der Stammzahl- und Grundflächenschätzung. *Forstarchiv*, 69.Jg.: S. 47-53.
- Pommerening, A. u. Degenhardt, A., 1999: Simulative Erzeugung von Bestandesstrukturen auf der Grundlage von Probekreisdaten. Vortrag anlässlich der 12. Tagung der Sektion Forstliche Biometrie und Informatik des Deutschen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten vom 29. September - 1. Oktober 1999 in Göttingen. Tagungsbericht.

- Pommerening, A. u. Gadow, K.v., 2000: Zu den Möglichkeiten und Grenzen der Strukturerefassung mit Waldinventuren. *Forst u. Holz* 55: 622-631.
- Pommerening, A. u. Lewandowski, A., 2000: *Waldsim 3.0 - Ein Programm zur Stichprobensimulation in strukturreichen Wäldern. Vorläufige Dokumentation*, Göttingen/Bangor, 30 S.
- Pommerening, A., 2002: Approaches to quantifying forest structures. *Forestry*. 75(3): 305-324.
- Popper, K.R., 1966: *Logik der Forschung*. Mohr, Tübingen.
- Pressler, R., 1860: Zur Verständigung über den Reinertragswaldbau und dessen Betriebsideal. *AFJZ* 36, S. 41-55 und S. 173-191 und S. 261-271.
- Pretzsch, H., 1992: Konzeption und Konstruktion von Wuchsmodellen für Rein- und Mischbestände. *Schriftenreihe d. Forstw. Fak. . Univ. München*, No. 115: 332 p.
- Pretzsch, H., 1993: Analyse und Reproduktion räumlicher Bestandesstrukturen. Versuche mit dem Strukturgenerator STRUGEN. *Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt*. Band 114. J.D. Sauerländer's Verlag Frankfurt am Main. 87 S.
- Pretzsch, H. 1995. Zum Einfluss des Baumverteilungsmusters auf den Bestandszuwachs. *Allg. Forst u. J.Ztg.* 166:190-201.
- Pretzsch, H., und Kahn, M., 1996: Wuchsmodelle für die Unterstützung der Wirtschaftsplanung im Forstbetrieb. *AFZ*, Nr. 25: S. 1414-1419.
- Pretzsch, H. und Kahn, M., 1998: Forschungsvorhaben „Konzeption und Konstruktion“ von Wuchs- und Prognosemodellen für Mischbestände in Bayern. *Abschlussbericht Projekt W 28, Teil 2 - Methodische Grundlagen*: 279 S.
- Pretzsch, H., 2001: *Modellierung des Waldwachstums*. Parey Buchverlag Berlin: 341 S.
- Preussner, K., 1974: Aufstellung und experimentelle Überprüfung mathematischer Modelle für die Entwicklung der Durchmesserverteilung von Fichtenbeständen. *Diss. Tharandt*.
- Prodan, M., 1953: Verteilung des Vorrats gleichaltriger Hochwaldbestände auf Durchmesserstufen. *Allg. Forst u. Jagdzeitung* 129: 15-33.
- Prodan, M., 1968: Punktstichprobe für die Forsteinrichtung. *Der Forst- u. Holzwirt* 11: 225 – 226.
- Pukkala, T. u. Kangas, J., 1993: A heuristic optimization method for forest planning and decision making. *Scand. J. For. Res.* 8: 560-570.
- Pukkala, T. u. Pohjonen, V., 1989: *Forest Inventory and Management Planning in the Fuelwood Plantations of Ethiopia*. *Silva Carelica* Nr. 13.
- Pukkala, T., 2002: Measuring non-wood forest outputs in numerical forest planning – a review of Finnish research. In: Pukkala, T., 2002 (ed): *Multi-objective Forest Planning*, Vol 6 of the book series *Managing Forest Ecosystems*; Kluwer Academic Publishers: 173-207.
- Puumalainen, J. 1998a: *Marktorientierte Vorratsschätzung und terrestrische Vorinformationen in kleinräumigen waldinventuren*. *Diss., Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Georg-August-Universität Göttingen*.
- Puumalainen, J. 1998b: *Optimal cross-cutting and sensitivity analysis for various log dimension constraints by using dynamic programming approach*. *Scand. J. For. Res.* 13: 74-82.
- Puumalainen, J., Gadow, K. v. u. Korhonen, K., 1998: Flexible Ergebnisberechnung einer Eingriffsinventur. *Forstarchiv* 69. Jg.: S. 145 - 150.
- Rademacher, P., 2002: *Ermittlung der Ernährungssituation, der Biomasseproduktion und der Nährelementakkumulation mit Hilfe von Inventurverfahren sowie Quantifizierung der Entzugsgrößen auf Umtriebsebene in forstlich genutzten Beständen*. *Habilitationsschrift, Univ. Göttingen*.
- Ramirez-Maldonado, H., Bailey, R. L. u. Borders, B. B., 1988: Some implications of the algebraic difference form approach for developing growth models. In: Ek, A.R., Shifley, S.R. & Burke, T.E. (eds): *Forest Growth modelling and prediction*. *USDA For. Serv. Gen. Techn. Rep. NC-120*: 731-738.
- Rautiainen, O., 1999: *Growth dynamics and management of Shorea robusta forests in Southern Nepal*. *Diss. Faculty of Forestry, University of Joensuu*.
- Reed, D., 1997: *Ecophysiological models of forest growth – uses and limitations*. *Proc. IUFRO Conf. Empirical and process-based models for forest tree and stand growth simulation* (ed. A. Amaro & M. Tomé): 305-311.
- Reinecke, L. H., 1933: Perfecting a Stand Density Index for Even-Aged Forests. *J. Agric. Res.* 46: 627-638.

- Reinhard, P., 1997: Zum Konflikt Landwirtschaft – Naturschutz. In: Deutsches Institut für Fernstudienforschung (Hrsg.), 1997: Veränderung von Böden durch anthropogene Einflüsse. Springer Verlag: 249-261.
- Reininger, H., 1993: Der Buchendauerwald – Modell eines Durchforstungsfreien Wirtschaftswaldes. Der Dauerwald, 8: 20-27.
- Rennolls, K., Geary, D. N. u. Rollinson, T. J. D., 1985: Characterizing Diameter Distributions by the use of the Weibull Distribution. Forestry Vol. 58 No. 1.
- Rheinland-Pfalz, 1974: Forsteinrichtungs-Anweisung für den Staats- und Körperschaftswald in Rheinland-Pfalz (FA 72), Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz.
- Richter, A., 1963: Einführung in die Forsteinrichtung. Neumann/Neudamm: 264 S.
- Richter, J., 1996: Sturmschäden in Fichtenbeständen. Allg. Forst- u. Jagdztg. 167 (12): 234-238.
- Richter, J., 1998: Überschätzter HD-Wert? AFZ/Der Wald, No 15: 791-792.
- Riemer, T., Gadow, K. v., u. Sloboda, B., 1995: Ein Modell zur Beschreibung von Baumschäften. Allg. Forst- und J. Ztg. 166 (7): 144 - 147.
- Rinsdorf, E., 1988: Betriebswirtschaftliche Vorteile bei natürlicher Verjüngung. AFZ 43 (39): 1059 - 1061.
- Ripken, H., 1994: Waldnaturschutz im Ziel- und Organisationssystem der Niedersächsischen Landesforstverwaltung. FoHo 49(19): 553-557.
- Ripley, B. D., 1981: Spatial Statistics. John Wiley & Sons Inc., New York, 252 p.
- Rodriguez, L., 1996: A Microcomputer Program for Solving Forest Scheduling Problems with Heuristic Approaches. In: Päivinen, R., Roihuvuo, L. and Siitonen, M., (eds) 1996: Large-scale forestry scenario models - experiences and requirements. European Forest Institute. EFI Proceedings No. 5: 153-166.
- Röhle, H., 1995: Zum Wachstum der Fichte auf Hochleistungsstandorten in Südbayern. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- Röhrig, E. u. Gussone, H. A., 1990: Waldbau auf ökologischer Grundlage - Bd. 2: Baumartenwahl, Bestandesbegründung und Bestandespflege, 6. Aufl.; Hamburg, Berlin: Parey, 314 S.
- Röhrl, A. M., 1927: Geschichtliche Entwicklung und waldbauliche Bedeutung der Vorrats- und Zuwachsmethoden. Verlag J. Neumann, Neudamm.
- Römisch, K., 1983: Ein mathematisches Modell zur Simulation von Wachstum und Durchforstung gleichaltriger Reinbestände. Diss. Tharandt.
- Roschak, C., 1999: Schnellwuchsuntersuchung Lensahn - Eine Untersuchung zur Bedeutung schnellwachsender Baumarten im naturnahen Waldbau. Projektbericht für Gesellschaft zur Förderung schnellwachsender Baumarten in Norddeutschland e.V.: 37 S.
- Ross, R. T., 1934: Optimum orders for the presentation of pairs in the method of paired comparisons. J. Educational Psychol. 25: 375-382.
- Rothe, A., Brandt, S. u. Hurler, R., 1999: Waldbewirtschaftung und Nitratbelastung des Grundwassers. AFZ/Der Wald, 10: 531-533.
- Rothenhan, S. v., 1993: Das Forsteinrichtungswesen, überholt und reformbedürftig. Der Dauerwald, 8: 36-42.
- Rottmann, M., 1986: Wind- und Sturmschäden im Wald. Frankfurt.
- Rudolf, H., 1996: Wege zum Dauerwald. Der Dauerwald Nr. 15: 17-30.
- Rudra, A. B., 1968: A stochastic Model for the Prediction of Diameter Distributions of Even-aged Forest Stands. OPSEARCH. Journal of the operational Society of India. 5 (2): 59-73.
- Ruggiero, L.F., Jones, L.C. and Aubry, K.B. 1991. Plant and animal habitats associations in Douglas-fir forests of the Pacific Northwest: An overview. In Ruggiero, L.F., Aubry, K.B., Carey, A.B. and Huff, H.M. (tecn cords.) Wildlife and Vegetation of Unmanage Douglas-fir forest. USDA Forest Service, GTR-PNW-285. 447-462.
- Rust, M., 1988: White pine blister rust hazard rating – an expert systems approach. AI Applications in Natural Resources, Agriculture and Environmental Science 2 (2-3): 47-50.
- Saaty, T.L., 1980: The Analytic Hierarchy Process. McGraw - Hill.
- Saborowski, J. und Šmelko, S., 1998: Zur Auswertung von Stichprobeninventuren mit variablen Probeflächengrößen. Allg. Forst- u. Jagdzeitung 169 (4): 71 - 75
- Saborowski, J., 1995: Schätzung von Durchmesserverteilungen. In: Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Forstliche Biometrie und Informatik. 7. Tagung, Biotechnische Fakultät der Universität Ljubljana, S. 153-163.
- Saborowski, J., 1997: Stichprobenverfahren der Waldinventur. Vorlesungsscriptum, Göttingen, 66 S.

- Sachsen, 1996: Wald und Boden. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten. Heft 7/96: S. 29 ff.
- Sachsen-Anhalt, 1993: Bestandeszieltypen für die Wälder im Land Sachsen-Anhalt. Min. f. Ernährung, Landw. u. Forsten Sachsen-Anhalt: 40 S.
- Sagl, W., 1995: Forsteinrichtung auf dem Prüfstand. Schriftenr. Inst. forstl. Betriebswirtsch. u. Forstwirtschaftspolitik d. Univ. f. Bodenkultur Wien Nr. 26: 137 S.
- Sagl, W., 1996: Ein Inventurkonzept für Bäuerliche Waldwirtschaften. Vortrag am 29.1. 1996 im Seminar Forsteinrichtung an der Univ. Göttingen.
- Sagl, W., 1998: Fallstudie zur Forsteinrichtung im Lehrforst der Universität für Bodenkultur Wien. Cbl f. d. Ges. Forstwesen 2/3: 61-98.
- Sánchez-Orois, S., Gurjanov, M. u. Schröder, J., 2001: Analyse des Grundflächenzuwachses gleichaltriger Fichtenreinbestände. Allg. Forst- & Jagd-Ztg., 172, 3, 51-59
- Sánchez Orois, S., Chang, S. J. u. Gadow, K. v., 2002: Optimal residual growing stock and cutting cycle in mixed uneven-aged maritime pine stands in Northwestern Spain. Scandinavian Journal of Forest Research.
- Sánchez-Orois, S. u. Vilčko, F., 2002: Generierung, Bewertung und Optimierung von Managementoptionen für die Vornutzung von Fichtenbeständen. Vortragsmanuskript Ertragskundetagung im Mai 2002.
- SAS 8.2, 2001: SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.
- Sauter, U. H. u. Fahrbach, M., 1993: Ästigkeitsverhältnisse und Schnittholzqualität in einem weitständig begründeten Fichtenbestand. AFZ 48. Jg. Nr. 17: S. 875 - 878.
- Schaeffer, Gazin u. d'Alverny, 1930: Sapinières, le jardinage par contenance. Paris
- Schaeffer, R., Mendenhall, W. u. Ott, L., 1990: Elementary survey sampling. 4th Edition, Boston: PWS-Kent Publishing Company, 390 S.
- Schanz, H., 1995: Forstliche Nachhaltigkeit. AFZ 4:191-192.
- Scheer, L., Akça, A., Feldkötter, C., 1997: Efficient Growing Stock Estimation from Satellite Data Employing Two-Phased Sampling with Regression. Geo-Informationssysteme, 3/97, 22-25.
- Schierenbeck, H., 1993: Grundzüge der Betriebswirtschaftslehre. 11. Aufl., Oldenbourg Verlag, München, 715 S.
- Schlaepfer, R., 1997: Ecosystem-based management of natural resources – a step towards sustainable development. IUFRO Occasional Paper Nr. 6, Wien.
- Schmid, P., 1969: Kontroll-Stichproben: Aufnahmeinstruktion. Berichte der Eidgen. Anstalt. Forstl. Vers., Nr. 27.
- Schmid-Haas, P., 1989: Schweizer Kontrollstichprobenverfahren in der Forsteinrichtung. Schweiz. Z. Forstwes. 140: 43-56.
- Schmidt, M., Schütz, J.-P. u. Gadow, K. v., 1997: Strukturanalyse in vier Plenterüberführungsbeständen. Schweiz. Zeitschr. f. Forstw. 148 (5): 335-352.
- Schmidt, M. u. Gadow, K. v., 1997: Forsteinrichtung auf Basis von Stichprobeninventuren im Forstbetrieb der Stadt Brilon. Abschlußbericht zum LÖBF-Forschungsprojekt: 67 S.
- Schmidt, M. u. Gadow, K. v., 1999: Baumhöhenschätzung mit Hilfe der bivariaten Johnson's SBB-Funktion. *Forstw. Cbl.* 118: 355-367.
- Schmidt, M., 2001: Prognosemodelle für ausgewählte Holzqualitätsmerkmale wichtiger Baumarten. Diss. Fak. F. Forstwiss. U. Waldökol. D. Univ. Göttingen: 302 S.
- Schmidt, W., 1995: In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Biomonitoring in naturnahen Buchenwäldern. Angewandte Landschaftsökologie 6, Münster-Hiltrup : Landwirtschaftsverl., 150 S.
- Schmidt-Vogt, W., 1986: Die Fichte. Paul Parey, Berlin.
- Schmoldt, D.L., 1987: Evaluation of an expert system approach to forest pest management of red pine (*Pinus resinosa*). PhD dissertation, University Microfilms International: 225 p.
- Schmoldt, D.L., Kangas, J., Mendoza, G. A. u. Pesonen, M. (eds.), 2001: The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making. Kluwer Academic Publishers: 305 S.
- Schneider, T. W., 1995: Kriterien und Indikatoren für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder. AFZ 4: 184-187.
- Schneider, T. W., 1998: Pan-europäische Leitlinien für nachhaltige Waldbewirtschaftung. AFZ/Der Wald 24: 1493-1495.
- Schober, R., 1953: Ertragstafeln und Forsteinrichtung. Forstwiss. Cbl. 72: 1-13.
- Schober, R., 1967: Ertragstafeln wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. Hannover
- Schober, R., 1972: Die Rotbuche 1971. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main.

- Schober, R., 1987: Ertragstabeln wichtiger Baumarten. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. M., 154 S.
- Schober, R., 1991: *Eclaircies par le Haut et Arbres D'avenir*. Rev. For. Fr. XLIII: 385-402.
- Schober, R., 1995: Ertragstabeln wichtiger Baumarten. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. M.
- Schöpfer, W., 1971: Lineare Programmierung zur Lösung von Transport und Zuordnungsproblemen in der Forst- und Holzwirtschaft. AFZ: 114-116.
- Schreuder, H. T.; Gregoire, T. G. u. Wood, G. B., 1993: *Sampling Methods for Multiresource Forest Inventory*. New York: J. Wiley & Sons Inc., 447 S.
- Schreuder, H.T. and Thomas, C.E. 1991. Establishing cause-effect relationships using forest survey data. *Forest Science* 37:1497-1525.
- Schreuder, H.T., Gregoire, T.G. und Wood, G.B., 1993: *Sampling Methods for Multiresource Forest Inventory*. John Wiley & Sons, Inc. New York. 446 p.
- Schreyer, 1995: Die Rolle der Forsteinrichtung zur Gestaltung und Kontrolle des Forstbetriebes aus Sicht der Betriebswirtschaft. Jahrestagung d. Arb. Krs. Zustandserf. u. Planung d. Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung am 12. 10. 1995 in Dresden.
- Schröder, J., 1998: Beschreibung von Bestandsstrukturen im Knysna-Wald, Südafrika. Diplomarbeit, Fak. f. Forstwiss. u. Waldökologie d. Univ. Göttingen.
- Schübeler, D., 1997: Untersuchungen zur standortabhängigen Wachstumsmodellierung bei der Fichte. Diss. Fak. f. Forstwiss. u. Waldökologie d. Univ. Göttingen.
- Schuck, A., Parviainen, J. u. Bücking, W., 1994: A review of approaches to forestry research on structure, succession and biodiversity of undisturbed and semi-natural forests and woodlands in Europe. *EFI Working Paper 3*, Joensuu, Finland: 62 S.
- Schuck, A., Van Brusselen, J., Päivinen, R., Häme, T., Kennedy, P. u. Folving, S., 2003: Die Waldkarte Europas. *AFZ-DerWald* 2/2003: 59-60.
- Schulte, U., 2002: Buche behauptet dominierende Stellung in der Naturwaldzelle. *LÖBF-Mitteilungen* Nr. 2/2002. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung u. Forsten, Nordrhein-Westfalen 37-42.
- Schulz, H., 1954: Untersuchung über Bewertung und Güteermkmale des Eichenholzes aus verschiedenen Wuchsgebieten. Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main.
- Schulz, H., 1959: Güteklassen des Stammholzes und ihre Abgrenzungen gegeneinander. *HZB* Nr. 7, S. 753-757.
- Schulz, H., 1961: Die Beurteilung der Qualitätsentwicklungen junger Bäume. *FA* Nr. 32 (7), S. 89-99.
- Schumann, K., 2002: Eingriffsanalyse im Forstamt Bovenden. Unveröff. Manuskript.
- Schumann, K., 2005: Die Wald-Ereignisanalyse – Eine hilfreiche Methode für das effiziente Management im Forstbetrieb. Diss. Georg-August-Universität Göttingen.
- Schütz, J. P., 1990: Wie steht der Waldbau zur Frage der Erhaltung von Genressourcen? In: Hattemer, H. H. (Hrsg.), 1990: Erhaltung forstlicher Genressourcen. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Univ. Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt 98, Frankfurt am Main, Sauerländer: 1 - 6.
- Schütz, J.P., 1975: Dynamique et condition d'équilibre de peuplements jardinés sur les stations de la hêtre à sapin. *Schweiz. Z. Forstwes.*, 126 Jg.: S. 637-671.
- Schütz, J.-P., 1987: Charakterisierung des naturnahen Waldbaus und Bedarf an wissenschaftlichen Grundlagen. In: *Waldsterben - Aufforderung zu einem erweiterten Naturverständnis*. ETH-Zürich, S. 62-78, Freies Geistesleben, Stuttgart.
- Schütz, J.-P., 1989: *Der Plenterbetrieb*. ETH Zürich: S 47-50.
- Schütz, J.-Ph., 1994: Geschichtlicher Hergang und aktuelle Bedeutung der Plenterung in Europa. *AFJZ* 165 (5-6): 106-114.
- Schwanecke, W., 1992: Standortbedingte Möglichkeiten und Grenzen beim Umbau reiner Fichtenbestände zu Laub- (Nadel-) Mischwäldern im Ostharz. *Fo u. Ho.* 47 (4): 87-90.
- Schwappach, A., 1890: *Wachstum und Ertrag normaler Fichtenbestände*. Julius Springer Verlag.
- Schwarz, U., 2002: Naturnahe Waldentwicklung in der Landesforstverwaltung Schleswig-Holstein. *Forst u. Holz* 57 (22): 673-675.
- Schweizerisches Landesforstinventar, 1988: Berichte Nr. 1986: Ergebnisse der Aufnahme 1982-1986. Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen. Birmensdorf.
- Sedjo, R.A., 1995: *Ecosystem Management - an uncharted Path for Public Forests*. Resources, (Resources for the Future) No. 121: 10-20.
- Seitschek, O., 1991: Mischwald als Ziel des Waldbaus. *AFZ* 24: 1246-1251.

- Sekot, W., 1993: Studienunterlagen zur Forsteinrichtung. Schriftenreihe d. Inst. f. forstl. Betriebswirtschaft u. Forstwirtschaftspolitik, Univ. f. Bodenkultur, Wien: 23-25.
- Seo, J.H., 2005: Modelling Applications for Optimizing Forest Development. Diss. Fakultät für Forstwissenschaften u. Waldökologie d. Univ. Göttingen.
- Seydack, A. H. W., 1984. Application of a photo-recording device in the census of larger rain forest mammals. S. Afr. J. Wildl. Res. 14: 10-14.
- Seydack, A. H. W., Huisamen, J. u. Kok, R., 1998. Long-Term Antelope Population Monitoring in Southern Cape Forests. S. Afr. For. J. 182: 9-19.
- Seydack, A. H. W., Van Daalen, J. C., Van Dijk, D., Reynell, D., Heyns, H., Jooste, A., Ferguson, M., Pitchford, W., Durrheim, G. u. Willems, D., 1990: Yield regulation in the Knysna Forests, South African Forestry Journal-No. 152, S. 50-61
- Seydack, A. H. W.; Vermeulen, W. J.; Heyns, H. E.; Durrheim, G. P.; Vermeulen, C.; Willems, D., Ferguson, M. A.; Huisamen, J.; Roth, J., 1995: An unconventional approach to timber yield regulation for multi-aged, multispecies forests. II. Application to a South African forest, Forest Ecology and Management 77, S. 155-168
- Seydack, A.H.W., 2000: Theory and practice of yield regulation systems for sustainable management of tropical and subtropical moist natural forests. In K. von Gadow, T. Pukkala and M. Tomé (eds.), Sustainable Forest Management. Kluwer Academic Publisher, p. 257-318.
- Shannon, C. E. u. Weaver, W., 1949: The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Sharpe, P. J. H., 1990: Forest Modeling Approaches - Compromises between Generality and Precision. In: Dixon, Mehldal, Ruark, Warren (eds.): Process Modeling of Forest Growth Responses to Environmental Stress; Timber Press, Portland, Oregon: 21-32.
- Shvidenko, A., Venevsky, S., Raille, G. u. Nilsson, S., 1995: A system for evaluation of growth and mortality in Russian forests. Water, Air and Soil Pollution 82: 333-348.
- Sievänen, R., 1993: A process-based model for the dimensional growth of even-aged stands. Scand. J. For. Res. 8: S. 28-48.
- Siitonen, M., 1983: A long term forestry planning system based on data from the Finnish national forest inventory. Univ. of Helsinki, Dept of For. Mens. & Mgmt Res. Note 17: 195-207.
- Sloboda, B., 1971: Zur Darstellung von Wachstumsprozessen mit Hilfe von Differentialgleichungen erster Ordnung. Mitt. Bad.-Württemb. Forstl. Vers. u. Forsch. Anstalt. Heft 32.
- Sloboda, B., 1976: Mathematische und stochastische Modelle zur Beschreibung der Statik und Dynamik von Bäumen und Beständen. Habilitationsschrift, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg i. Br.
- Smaltschinski, Th., 1998: Charakterisierung von Baumverteilungen. Forstw. Cbl. 117: 355-361.
- Song, X., 1991: Die Bayes-Schätzung in der forstlichen Betriebsinventur. Mitteilungen der Abteilung für Forstliche Biometrie 91-4. Albest-Ludwigs-Universität, Freiburg. 153 S.
- Souter, R. A., 1986: Dynamic stand structure in thinned stands of naturally regenerated loblolly pine in the Georgia Piedmont. Ph. D. Thesis. University of Georgia. Athens, GA.
- Speidel, G., 1955: Die Wertklasse als Gütemaßstab in der Forsteinrichtung. Forstarchiv, 217-224.
- Speidel, G., 1957: Die rechnerische Grundlage als Leistungskontrolle und ihre praktische Durchführung in der Forsteinrichtung. Schriftenr. d. Forstl. Fak. d. Uni. Göttingen, Bd. 19, Frankfurt a. M.
- Speidel, G., 1972: Planung im Forstbetrieb. Paul Parey.
- Speidel, H., 1893: Aus Theorie und Praxis der Forstbetriebseinrichtung. AFJZ 69, S. 145-159 und S. 181-199.
- Spellmann, H., 1985: Einzelbestandesweise oder summarische Vornutzungsplanung. Forst- und Holzwirt, 21, 560-564.
- Spellmann, H., 1987: Weiterentwicklung der Forsteinrichtung unter besonderer Berücksichtigung der Zustandserfassung. Forstwiss. Centralblatt, 6, 355-365.
- Spellmann, H. u. Akça, A., 1983: Verbesserungsmöglichkeiten in der Forsteinrichtung. AFZ (17): 427-430.
- Spellmann, H. u. Wagner, S., 1993: Entscheidungshilfen für die Verjüngungsplanung in Fichtenbeständen zum Voranbau der Buche im Harz. Fo u. Holz 48 (17): 483-90.
- Spellmann, H., 1995: Vom strukturarmen zum strukturreichen Wald. Forst u. Holz, 2, 35-44.
- Spellmann, H., 1996: Waldbau im Wandel. Forst u. Holz 51 (1): 3-9.
- Spellmann, H., 1998: Überführung als betriebliche Aufgabe. Forst u. Holz 54 (4): 110-116.
- Spellmann, H., Hillebrand, K. u. Cornelius, P., 2001: Konzept zur Erfassung und Sicherung der Nachhaltigkeit in multifunktional genutzten Wäldern. Forst u. Holz 56 (15): 469-473.



- Spellmann, H., Nagel, J. u. Böckmann, T., 1999: Summarische Nutzungsplanung auf der Basis von Betriebsinventurdaten. *Allg. Forst- u. Jagdzt.* 170. Jg. 7, S. 122-128.
- Sperber, G., 1983: 10 Jahre naturgemäße Waldwirtschaft im Bayrischen Forstamt Ebrach. *Forstarchiv* 54 (3): 90-97.
- Spiecker, H., 1991: Zur Steuerung des Dickenwachstums und der Astreinigung von Trauben- und Stieleichen. *Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg*, Bd. 72
- Spiecker, H., 1995: Ein Vergleich natürlicher und pflgebedingter Selektionsprozesse. *Mitt. d. Forstl. Vers. Anstalt Rhld-Pfalz*, Nr. 34 161-179.
- Spies T.A., Tappeiner, J., Pojar, J. and Coates, D. 1991. Trends in ecosystem management at the stand level. *Transactions of 56<sup>th</sup> North American Wildlife and Natural Resources Conference* 56: 628-639.
- Spies, T.A. 1997. Stand structure, function, and composition. In *Creating a Forestry for the 21<sup>st</sup> century: The science of Ecosystem management*. Oxford University Press.
- Spies, T.A., Franklin, J.F, Klopsch, M., 1990. Canopy gap in douglas-fir forests of the Cascade Mountains. *Can. J. For. Res.* 20: 649-658.
- Sprugel, D.G., 1991: Disturbance, Equilibrium, and Environmental Variability - what is Natural Vegetation in a Changing Environment. *Biological Conserv.* 58: 1-18.
- Stähl, G. 1994. Optimizing the utility of forest inventory activities. *Swedish University of Agricultural Sciences, Section of Forest Mensuration and Management. Report* 27. 46 S.
- Stahl-Streit, J., 2002: Anmerkungen zu einer Leistungsbilanz naturgemäßer Waldbewirtschaftung. *Der Dauerwald*, 25: 25-44.
- Starke, J., 1989: Kontrollstichproben in Niedersachsen. *Forst u. Holz* 44 (13): 331 - 341.
- Staupendahl, K. u. Puumalainen, J., 1997: Beschreibung von Durchforstungen im Forstamt Paderborn.
- Staupendahl, K., 1997: Ein neues Stichprobenverfahren zur Erfassung und Beschreibung von Naturverjüngung. In: Pelz, D. R. (Hrsg.), 1997: *Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Forstliche Biometrie und Informatik - 10. Jahrestagung*, Freiburg, 24. - 26. September 1997, IUFRO, Grüne Reihe: 32 – 49.
- Staupendahl, K., Gadow, K. v. u. Meskauskas, E., 1997: Ein Stichprobenverfahren zur Erfassung und Beschreibung der Naturverjüngung Institut für Forsteinrichtung und Ertragskunde, Georg-August-Universität Göttingen: 35 S.
- Staupendahl, K., u. Puumalainen, J., 1999: Modellierung des Einflusses von Durchforstungen auf die Durchmesserverteilung von gleichaltrigen Fichtenreinbeständen. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 116 (4): 249-262.
- Staupendahl, K., 1999a: Bestandesbezogene Modellierung von Durchforstungen in Buchenreinbeständen auf der Basis des Stammzahl-Grundflächen-Verhältnisses. Vortrag anlässlich der Jahrestagung der Sektion Ertragskunde des Deutschen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten in Volpriehausen/Solling am 17.-19.5.1999.
- Staupendahl, K., 1999b: Modelling thinning based on the ratio of relativ removal rates. In: Pukkala, T. and Eerikäinen, K. (eds.), 1999: *Growth and yield modelling of tree plantations in South and East Africa – Proceedings of the meeting in Mombasa, Kenya, 12.-15. Oct. 1999*. The Univ. of Joensuu, Faculty of Forestry Res. Notes 97: 183 – 194.
- Staupendahl, K. u. Puumalainen, J., 2000: Modellierung des Einflusses von Durchforstungen auf die Durchmesserverteilung von gleichaltrigen Fichtenreinbeständen. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen* 116 (4): 249-262.
- Staupendahl, K., 2000: Biaskorrektur der Stammzahlschätzung bei Vier-Baum-Stichproben. Poster zur Forstwissenschaftlichen Tagung 2000 in Freiburg i. Br. vom 11. bis 15. Oktober 2000.
- Staupendahl, K., 2001: Das flächenbezogene Winkelmaß  $W_f$  – Ein Index zur quantitativen Beschreibung der horizontalen Baumverteilung. In: A. Akca et al. (Hrsg): *Waldinventur, Waldwachstum und Forstplanung - Moderne Technologien, Methoden und Verfahrensweisen*. Festschrift K. von Gadow. Zohab-Verlag Göttingen. 101 – 115.
- Staupendahl, K., 2002: Eingriffsinventuren in der Holzernte- und Logistikkette. Projektbericht für die Landesforstverwaltung Rheinland-Pfalz: 22 S.
- Steingäß, F, 1996: Beschreibung der Schaftprofile von Douglasien. *Dipl. Arb., Forstwiss. Fachber., Inst. f. Forsteinrichtung u. Ertragskunde, Univ. Göttingen*, 44 S.
- Steinmeyer, A., 1992: Flächendeckende Waldbiotopkartierung in Berlin. Entwicklung und Durchführung eines Verfahrens und Vorstellung verschiedener Auswertungsmethoden. Diplomarbeit der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität Göttingen. Unveröffentlicht.

- Steinmeyer, A. u. Gadow, K. v. 1994: Saaty's AHP - dargestellt am Beispiel der Waldbiotopkartierung. Centralblatt f. d. ges. Forstwesen 112 (1): 53-65.
- Steinmeyer, A., 2003: Verfahren der Naturnähebestimmung in Brandenburg. AFZ-DerWald 3: 143-145.
- Stelter, B., 1995: Erprobung zweier satellitengestützter Navigationssysteme für forstliche Anwendungen. Diplomarbeit aus dem Fachbereich Forstwirtschaft der Fachhochschule Hildesheim/Holzminde in Göttingen.
- Sterba, H., 1990: Validitätsprüfung des Einzelbaumsimulators für Fichten-Kiefern-Mischbestände. Tagungsbericht. Dt. Verb. Forstl. Forschungsanstalten - Sektion Ertragskunde: 101-117.
- Sterba, H., Moder, M. u. Monserud, R., 1995: Prognaus - Ein Waldwachstumssimulator für Rhein- und Mischbestände. Österr. Forstzeitung, S. 19 - 20.
- Sterba, H., 1998: Das Randproblem bei der Erfassung von Strukturparametern. Vortrag am 25. 6. 1998, Fak. F. Forstw. u. Waldökol., Göttingen.
- Stiehl, U., Baierl, F., Binnemann, E., Butter, D., Egdi, H., Hüsing, F., Jünemann, D., Krebs, M., Lindner, W., Müller, J., Palmer, S. u. Perpeet, M., 1997: Forsteinrichtung in strukturreichen Wäldern. Colmsee - DigitalRepro, Braunschweig.
- Stöcker, H., 1999: Taschenbuch mathematischer Formeln und moderner Verfahren. 4., korrigierte Auflage Verlag Harri Deutsch, Frankfurt am Main.
- Stoms, D. M. u. Estes, J. E., 1993: A Remote-Sensing Research Agenda for Mapping and Monitoring Biodiversity (Vol 14, Pg 1839, 1988). International Journal Of Remote Sensing, Vol 14, 18, 3505-3505.
- Stoyan, D. u. Stoyan, H., 1992: Fraktale Formen Punktfelder. Methoden der Geometrie-Statistik. Akademie-Verlag, Berlin. 394 p.
- Straubinger, F., 1998: Der Weg ist das Ziel – Waldbauliche, betriebswirtschaftliche und jagdliche Aspekte der naturgemässen Waldwirtschaft im Privatwald. Der Dauerwald, 1912-18.
- Streletzki, D., 2004: Anforderungen an die Forsteinrichtung aus der Sicht der Leitung eines Landesforstbetriebes. Tagungsband, Tagung der AG Forsteinrichtung am 15.-16. Oktober 2003 in Dessau: 1 – 16.
- Struck, G., 1995: Vergleich und Bewertung von Verbiß- und Lebensraumgutachten verschiedener Bundesländer. Diplomarbeit Forstl. Fak. Univ. Göttingen, 110 S.
- Stüber, V., 1998: Untersuchungen zum Standortbezogenen Jugendwachstum der europäischen Lärche (*Larix europaea*, Dc.; *Larix decidua*, L.). Diss. Univ Göttingen.
- Sturges, H. A., 1926: The choice of class intervall. Jour. Amer. Statist. Assoc. 21: 65-66
- Sturm, K., 1993: Prozeßschutz – ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. Zeitschr. f. Ökologie u. Naturschutz 2: 181 – 192.
- Sturm, K., 1995: Möglichkeiten, Probleme und Defizite der Integration naturschutzrelevanter Daten im Rahmen der Forsteinrichtung. Schr. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 43: 231-245.
- Suda, M., 2003: Wald – Objekt der Begierden. AFZ-Der Wald 17: 879-881.
- Sukopp, H., Trautmann, W. u. Schaller, J., 1979: Biotopkartierung in der BRD. Natur und Landschaft 54.Jg(3): 63-65.
- Susmel, L., 1980: Normalizzazione delle foreste alpini – basi ecosistemiche – equilibrio – modelli culturali – produttività. Liviane editrice, Padova 437 p.
- Suzuki, T., 1971: Forest Transition as a Stochastic Process. Mitt. FBVA Wien. Heft 91: 137-150.
- Swindel, B. F., Smith, H. D. u. Grosenbaugh, L. R., 1987: Fitting diameter distributions with a hand-held programmable calculator. Scand. J. For. Res. 2: 325-334.
- Szaro, R. C. u. Johnston, D. W., 1996: Biodiversity in Managed Landscapes. Oxford University Press: 778 p.
- Tabaku, V., 1999: Struktur von Buchen-Urwäldern in Albanien im Vergleich mit deutschen BuchenNaturwaldreservaten und -Wirtschaftswäldern. Diss. Forstl. Fak. Univ. Göttingen. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Teepe, R., Brumme, R. u. Beese, F., 2002: Soil Compaction Effects on Nitrous Oxide and Methane Fluxes in Forests with different Texture. Soil. Sci. Soc. Am. J., submitted ???.
- Teng Koon Yong, 1999: Long Term Observation and Research in Forestry with Special Reference to Growth and Yield Studies in Peninsular Malaysia. In: Kleinn, Chr. u. Köhl, M. (eds): Long Term Observations and research in Forestry. IUFRO-Proceeding, International Symposium held in Costa Rica, February 23-27, 1999.
- Teuffel, K. v. u. Krebs, M., 1999: Forsteinrichtung im Wandel. AFZ/Der Wald 16: 858-864.

- Thomasius, H. O. u. Thomasius, H., 1976: Anwendungsbeispiel zu einem Verfahren der Berechnung ertragskundlich optimaler Bestandesdichtewerte und Diskussion dieses Verfahrens. Informationen TU Dresden, Sektion Forstwirtschaft, Bereich Waldbau und Forstschutz, Tharandt: 21-76.
- Thomasius, H. O. u. Thomasius, H., 1978: Ableitung eines Verfahren zur Berechnung der ertragskundlich optimalen Bestandesdichte. Beiträge f. d. Forstwirtschaft 12 (79).
- Thomasius, H., 1988: Stabilität natürlicher und künstlicher Waldökosysteme sowie deren Beeinflussbarkeit durch forstliche Maßnahmen. AFZ No. 43: 1037-1043, 1064-1068.
- Thomasius, H., 1996: Geschichte, Anliegen und Wege des Waldumbaus in Sachsen. Schriftenreihe d. Sächs. Landesanst. f. Forsten 6/96: 11-52.
- Thomasius, H., 2001: 50 Jahre Arbeitsgemeinschaft Naturgemässe Waldwirtschaft - Dauerwaldbewirtschaftung. Der Dauerwald, 24: 15-39.
- Thüringische Forstliche Versuchsanstalt, 1995: Anweisung für die örtliche Erhebung der Verbißbelastung in den Wäldern Thüringens und die Erstellung eines forstlichen Gutachtens. Vordruck, Gotha.
- Thurstone, U., 1927: A law of comparative judgement. Psychol. Review 34: 273-286.
- Tomppo, E., 1986: Models and Methods for Analysing Spatial Patterns of Trees. Communicationes Instituti Forestalis Fennica 138.
- Torres Rojo, J.M. u. Brodie, J. D., 1990 : Adjacency constraints in harvest scheduling. Can. J. of For. Res. 20: 978-986.
- Tomppo, E. u. Pekkarinen, A., 1997: Methodenerprobung der Finnischen Nationalen Multiquellen Waldinventur in Nordrhein-Westfalen. In: Nordrhein-Westfalen (1997): Testlauf zur Landeswaldinventur; Landesforstverwaltung Nordrhein-Westfalen: 52-67.
- Tottewitz, F., 1996: Methoden der Wildbestandsermittlung. In. Fachgespräch Ökologisch vertretbare Wilddichte. Umweltbundesamt Berlin: 94-103.
- Tremer, N., Hansen, J., Schmidt, M., 2005: Schätzung der Naturverjüngungsstruktur auf Basis von Betriebsinventuren. *Allg. Forst und Jagdzeitung* 176 (1): 1-13
- Trincado, G. F. u. Gadow, K. v., 1996: Zur Sortimentsschätzung stehender Laubbäume. Centralblatt für das gesamte Forstwesen 113 (1): 27 - 38.
- Trincado, G. F., 1996: Modellierung der Schaftform von Fichten (*Picea abies* Karst.) und Buchen (*Fagus Sylvatica* L.). Wissenschaftl. Arbeit zur Erlangung des Grades "Magister der tropischen Forstwirtschaft". Forstl. Fak. Göttingen. 50 S.
- Trincado, V., G., Quezada, P.R. u. Gadow, K. v., 2002: A Comparison of two stand table projection methods for young *Eucalyptus nitens* (Maiden) plantations in Chile. Im Druck, *Forest Ecology & Management*.
- Trisl, O., Peiffer, K. u. Akça, A., 1997: Schälchadensinventur 1996 im Harz. Fo u. Ho. 52: 599-602.
- Turkheim, B. de, Wilhelm, M. E., Zucchini, W. u. Gadow, K. v., 1995: Zur Übereinstimmung beim Auszeichnen. DVFFA Sektion Ertragskunde, Jahrestagung in Joachimsthal, 29-31 Mai 1995.
- Turkheim, B. de., 2002 : Der Privatwald Boucadié. Der Dauerwald, 25: 15-23.
- Tzschupke, W., 1991: Betriebs- oder bestandesbezogene Waldzustandsinventuren für die Forsteinrichtung. AFZ 10: 195 - 200.
- Tzschupke, W., 1992: Die forstliche periodische Erfolgskontrolle in der Bundesrepublik Deutschland: eine Darstellung ihrer geschichtlichen und theoretischen Grundlagen sowie ihrer gegenwärtigen Praxis mit Vorschlägen für ihre Weiterentwicklung. Schriftenreihe der Fachhochschule Forstwirtschaft, Nr. 2, Rottenburg, 211 S.
- Ulrich, B., 1987: Stabilität, Elastizität und Resilienz von Waldökosystemen unter dem Einfluß saurer Depositionen Forstarchiv 58: 232-239.
- Ulrich, B., 1991: Der Boden als Teil des forstlichen Standorts - Ansprache, Klassifikation, Vergesellschaftung. Insitut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen
- Ulrich, B., 1993: Prozeßhierarchie in Waldökosystemen. *Biologie in Unserer Zeit* 23 (5): 322-329.
- United Nations, 1992: Internationally agreed glossary of basic terms related to desaster management. United Nations Department of Humanitarian Affairs, Geneva.
- Upton, G. u. Fingleton, B., 1990: Spatial Data Analysis by Example. John Wiley, 409 S.
- Uusitalo, J. 1995: Pre-harvest measurement of pine stands for sawing production planning. University of Helsinki, Department of Forest Research Management. Publication No. 9. 96 S.
- Valentine, H. T., Gregoire, T. G., Burkhart, H. E. u. Hollinger, D. Y., 1997: A stand-level model of carbon allocation and growth, calibrated for Loblolly Pine. In press

- Valsta, L., 1992: A Scenario Approach to Stochastic Anticipatory Optimization in Stand Management. *Forest Science* 38: 430-447.
- Van Laar, A. u. Akça, A., 1997: *Forest Mensuration*, 1. Aufl. Göttingen: Couvillier Verlag, 418 S.
- Van Laar, A. u. Jansen, J.J., 2001: Models for Diameter distributions in even-aged Douglas Fir stand in the Netherlands. In: Akca, A., Hoffmann, B., Schumann, K. and Staupendahl, K. (eds.): *Waldinventur, Waldwachstum und Forstplanung*. Festschrift K. v. Gadow, Zohab Publisher, Göttingen: 185-194.
- Vanclay, J., 1998: Towards more rigorous assessment of biodiversity. In: Bachmann, P., Köhl, M. and Päivinen, R., (eds), 1998: *Assessment of biodiversity for improved forest planning*. Kluwer Academic Publishers: 211-232.
- Vester, 1991 zitiert in Böhm et al. 1994: *System-Entwicklung in der Wirtschaftsinformatik*. vdf Hochschulverlag an der ETH Zürich, Zürich, 3.Aufl., 518 S.
- Vilčko, F., 2005: *Untersuchungen zu Wachstum und Steuerung von Fichtenbeständen*. Diss. Univ. Göttingen.
- Virgilietti, P. and Buongiorno, J., 1997: Modelling forest growth with management data – a matrix approach for the Italian Alps. *Silva Fennica* 31 (1): 27-42.
- Volk, H., 1988: Die Waldbiotopkartierung: Ein Ansatz zur Erfassung des Naturschutzwertes der Wälder. *AFZ* 4: 55-62.
- Volk, H., 1990: Ökologische Bestandsaufnahme in den Wäldern. *AFZ* 6-7: 152-154
- Volz, K.-R., 1995: Zur ordnungspolitischen Diskussion über die nachhaltige Nutzung der Zentralressource Wald. *Forst u. Holz* 50 (6): 163-170.
- Vose, J.M. u. Allen, H.L., 1988: Leaf area, stemwood growth and nutrition relationships in loblolly pine. *Forest Science* 34 (3): 547-563.
- Wagner, C.H. 1928: *Lehrbuch der theoretischen Forsteinrichtung*. Paul Parey, Berlin. (FE Bib. W61 B88)
- Wagner, C.H., 1928: *Lehrbuch der theoretischen Forsteinrichtung*. Paul Parey, Berlin.
- Waldenspuhl, T., 1990: Naturschutz durch naturnahe Waldwirtschaft? *Forst und Holz* 45.Jg(13): 371-378.
- Waldherr, M., 1995: Das Stärkeklassenverfahren – eine Möglichkeit zur Ertragsregelung in naturnahen und naturgemässen Wäldern. *Forst u. Holz* 50 (14): 430-436.
- Waldherr, M., 1997: Risikoverluste und Erntealter. *AFZ/Der Wald*: 206-207.
- Ware, G.O. and Clutter, J.L., 1971: A mathematical programming system for the management of industrial forests. *For. Sci.* 17: 428-445.
- Weber L., Ek A., Droessler T., 1986: Comparison of stochastic and deterministic mortality estimation in an individual tree based stand growth model, *Can. J. For. Res.* 16: 1139-1141.
- Weber, R., 1891: *Lehrbuch der Forsteinrichtung*. Berlin.
- Weber, W., 1984: *Das forstbetriebliche Rechnungswesen als Subinformationssystem*. Eine Grundlagen-darstellung. Mitteilungen, Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Birmensdorf, Zürich. Bd. 60, Heft 3, 305-505.
- Wegener, G., 1995: Perspektiven der Holznutzung. *Forstw. Cbl.* 114(2): 97-106.
- Weidenbach P. und Karius K., 1993: Betriebsinventur auf Stichprobenbasis als Element moderner Forsteinrichtung. *AFZ* 48 (13): 685-688.
- Weinfurter, P., 2004: Forsteinrichtung und Forstliches Controlling der Österreichischen Bundesforsten AG. Tagungsband, Tagung der AG Forsteinrichtung am 15.-16. Oktober 2003 in Dessau: 17 – 20.
- Weise, W., 1880: *Ertragstabellen für die Kiefer*. Julius Springer Verlag.
- Welzholz, J.C., 2002: The development of the Protected Forest Area Framework in Germany. Bachelorarbeit, Fak. F. Forstwiss. U. Waldökologie d. Georg-August-Univ. Göttingen: 38 S.
- Wenk, G., 1996: Durchmesserverteilungen im Buchenplenterwald (als Bestandteil des Forschungsprojektes „Sortenorientiertes Wachstumsmodell“). Tagungsband des Deutschen Verbandes Forstlicher Versuchsanstalten. Sektion Ertragskunde, Mai 1996 in Neresheim.
- Wenk, G., Antanatis, V. u. Smelko, S., 1990: *Waldertragslehre*, 1. Aufl. Berlin: Deutscher Landwirtschaftsverlag, 448 S.
- Wenzel, P., 1997: Zielsystem für die Landesforstverwaltung von Sachsen-Anhalt. *AFZ/Der Wald* 11: 573-576.
- Wessels, W., 2002: Zweite Bundeswaldinventur läuft auf vollen Touren. *LÖBF-Mitteilungen* Nr. 2/2002. Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung u. Forsten, Nordrhein-Westfalen: 61-63.
- West, P.W., 1982: Comparison of stand density measures in even-aged regrowth eucalypt forest of southern Tasmania. *Canadian Journal of Forest Research* 13: 22-31.

- White, C.M., 1960: Multiple goals in the theory of the firm. In: Boulding, K.E. and Spivey, W.A. (eds): Linear programming and the theory of the firm. New York.
- Wiedemann, E., 1949: Ertragstabellen der wichtigsten Holzarten. Schaper Verlag, Hannover.
- Wiegard, C. u. Gadow, K. v., 1994: Beispielhafte Darstellung eines integrierten Planungsmodells für Buchen-Edellaubholz-Mischbestände. Unveröff. Manuskript: 9 S.
- Wiegard, C., 1998: Untersuchungen zur Entwicklung flexibler Wertinventuren i Waldbeständen. Hainholz Verlag, Göttingen.
- Wiegard, C., Netzker, D. u. Gadow, K. v., 1997: Die Erdstückmethode der Wertinventur. Forstarchiv 68: 144-148.
- Wiersum, K. F., 1995: 200 years of sustainability in forestry – lessons from history. Environmental management 19 (3): 321-329.
- Wigley, T. B. u. Johnson, M. K., 1981. Disappearance rates for deer pellets in the Southeast. J. Wildl. Manage. 45 (1): 251-253.
- Wilhelm, G.J., Letter, H.-A. u. Eder, W., 1999: Konzeption einer naturnahen Erzeugung von starkem Wertholz. AFZ/Der Wald 54: 232-240.
- Wilson, E. O., 1998: Die Einheit des Wissens. Wolf Jobst Siedler Verlag, Berlin.
- Winter, R. u. Keil, M., 1991: Methodik kleinmaßstäbiger Wald- und Waldschadensinventuren mit Satellitenbildern. Fernerkundung in der Forstwirtschaft, 116-123.
- Woollons R.C., 1998: Even-aged stand mortality estimation through a two-step regression process, For. Ecol. Manage. 105: 189-195.
- Yoshimoto A., Brodie, J.D. and Sessions, J., 1994: A new heuristic to solve spatially constrained long-term harvest scheduling problems. Forest Sci. 40:365-396.
- Yoshimoto, A., 2001: Risk analysis in the context of timber harvest planning. In: Gadow, K. v. (ed): Risk analysis in Forest Management. Kluwer Academic Publishers: 113-148.
- Zadnik Stirn, L., 1992: A dynamic model applied to forest sustained use. In: Kurth, H. (ed): Forsteinrichtung und Betriebswirtschaft – Garanten der Nachhaltigkeit, IUFRO Centennial meeting Berlin/Eberswalde.
- Zarnoch, S. J. u. Dell, T. R., 1985: An evaluation of percentile and maximum likelihood estimators of Weibull parameters. Forest Science 31 (1) p. 260-268.
- Zehnder, C. A., 1989: Informationssysteme und Datenbanken. Verlag der Fachvereine ETH Zürich, 274 S.
- Zeide, B., 1991: Self-thinning and stand density. Forest science 37: 517-523.
- Zeide, B., 1995: A relationship between size of trees and their number. Forest Ecology and Management 72: 265-272.
- Zenner, E. K. u. Hibbs, D. E., 2000: A new method for modeling the heterogeneity of forest structure. Forest Ecology and Management. 129(1): 75-87.
- Zieger, E., 1997: Ermittlung von Bestandesmassen aus Flugbildern mit Hilfe des Hugerhoff-Heydeschen Autokartographen. Mittlg. Aus der Sächsischen forstl. Versuchsanstalt zu Tharandt, Paul Parey Berlin, Bd.3, 3, 97-127.
- Ziehe, M. u. Müller-Starck, R., 2001: Zielstärkennutzung und ihre möglichen genetischen Auswirkungen in einer Buchenpopulation. In: Sächsische Landesanstalt für Forsten (Hrsg.): Nachhaltige Nutzung forstgenetischer Ressourcen. Tagungsbericht zur 24. Internationalen Tagung der Arbeitsgemeinschaft für Forstgenetik und Forstpflanzenzüchtung, Pirna, 182-188.
- Zöhner, F., 1980: Forstinventur. Ein Leitfaden für Studium und Praxis. Pareys Studentexte 26. Verlag Paul Parey. Hamburg und Berlin. 207S.
- Zucchini, W., Schmidt, M. & Gadow, K. v., 2001: A model for the diameter-height distribution in an uneven-aged beech forest and a method to assess the fit of such models. Silva Fennica. 35 (2): 168-183.

# Anhang

## *A.1 Definitionen zum Begriff „Forsteinrichtung“*

- Hennert, 1791: "Unter einer Forstabschätzung versteht man die Bestimmung des gegenwärtigen und zukünftigen Holzbestandes, nach Zahl, Alter, Gattung und Güte von sämtlichen zum Holzboden gehörigen Teilen einer Forst, so daß dadurch ein nachhaltiger Ertrag derselben richtig und unzweifelhaft ausgemittelt werden kann."
- Hartig, 1795: "Bestimmung des gegenwärtigen und zukünftigen Holzertrags der Wälder."
- Cotta, 1804: "Bestimmung des Ertrages eines Waldes."
- Cotta, 1820: "Die gute Einrichtung eines Waldes ist gewöhnlich viel wichtiger als dessen Ertragsbestimmung."
- Hundeshagen, 1828: "Unter Forsteinrichtung versteht man alle, den Betrieb einer Wirtschaft betreffenden Anordnungen, nach Maßgabe ihrer Individualität, d.h. nach allen besonderen Anforderungen ihres Besitzers, der Örtlichkeit und der Zeit."
- Judeich, 1871: "Die Aufgabe der Forsteinrichtung ist die, den gesamten Wirtschaftsbetrieb in einem Walde zeitlich und räumlich so zu ordnen, daß der Zweck der Wirtschaft möglichst erreicht werde."
- Graner, 1889: "Lehre von der räumlichen und zeitlichen Ordnung des wirtschaftlichen Betriebes für eine als ein zusammengehöriges Ganzes gedachte Mehrheit von Waldbeständen, mit dem praktischen Endziele der Regelung der nachhaltigen Nutzung."
- Weber, 1891: "Man kann daher die Lehre von der Forsteinrichtung als jenen wirtschaftlichen Zweig der Forstwissenschaft bezeichnen, welcher sich mit der Ausmittlung der Größe des nachhaltigen Ertrages der Wälder und mit der vorteilhaftesten Anordnung des Forstbetriebes, besonders der Nutzung beschäftigt."
- Wagner, 1928: "Gegenstand der Forsteinrichtung ist „die planmäßige Organisation“ der Forstwirtschaft. Es ist Ordnung zu schaffen im Nebeneinander der wirtschaftlichen Dinge, d.h. räumlich, auf der Betriebsfläche - räumliche Ordnung - und es ist Ordnung zu schaffen im Nacheinander der wirtschaftlichen Dinge, d.h. zeitlich, innerhalb der Produktionszeit - zeitliche Ordnung."
- Baader, 1945: "Forsteinrichtung als nachhaltige Betriebsführung und Betriebsplanung. Dabei werden unter „Betriebsplanung“ zwei Gebiete zusammengefasst: „nachhaltige Produktionsregelung“ und „nachhaltige Ertragsregelung."
- Mantel, 1948: "Die Forsteinrichtung (auch Forstbetriebseinrichtung, Forsttaxation, Forstbetriebsregelung usw. genannt) ist der Inbegriff der periodischen forstwirtschaftlichen Planung für einen Forstbetrieb."
- Richter, 1963: "Die Forsteinrichtung ist die Lehre von der periodischen Zustandserfassung, mittel- und langfristigen Planung ..."
- Forsteinrichtungsvorschrift Baden-Württemberg (FED 70): "Die Forsteinrichtung hat die Aufgabe, das bisherige Betriebsgeschehen und den Betriebszustand zu überprüfen, den Wirtschaftserfolg zu beurteilen und den Betriebsablauf im Hinblick auf die Zielsetzung und unter Beachtung der Wirtschaftsgrundsätze planmäßig zu ordnen und klar zu formulieren."
- Speidel, 1972: "... Forsteinrichtung ist die Lehre von der mittelfristigen wirtschaftlichen Planung im Forstbetrieb ..."
- Henne, 1992: "... Forsteinrichtung ist das forstwirtschaftsgemäße Instrument für die beiden Führungsaufgaben Planung und Kontrolle ..."
- Bachmann, 1990: "Forsteinrichtung ist mittel- und langfristige forstliche Planung auf betrieblicher und überbetrieblicher Ebene, welche unter Berücksichtigung ökologischer, wirtschaftlicher, betrieblicher und gesellschaftlicher Aspekte die Interessen am Wald sicherstellt. Sie umfaßt Informationsbeschaffung, Zielsetzung, Teilbereichs- und Gesamtplanung sowie Erfolgskontrolle, stellt Verbindungen her zur Raumplanung und ist ein Mittel der Betriebsführung."
- Sekot, 1991: Forsteinrichtung ist die "... Gesamtheit des forstbetrieblichen Führungsinstrumentariums im Hinblick auf die mittel- und langfristige Betriebsgestaltung ..."

## ***A.2 Historische Entwicklung der Forsteinrichtung***

Unter Historikern besteht weitgehend Einigkeit darüber, dass ihre Wissenschaft darin besteht, die Hinterlassenschaft der Vergangenheit sinnvoll zu ordnen. Durch Selektion der meist lückenhaften Überlieferung werden mehr oder weniger abstrakte Kontinuitäten konstruiert, die eine Orientierung in Raum und Zeit ermöglichen. Geschichte ist immer Geschichte derjenigen, die sie schreiben. Es gibt keine objektiv wahre Geschichte. Wir befassen uns immer nur mit Vorstellungen der Wirklichkeit. Diese Aussagen von Schuler (1997) gelten auch für die Entwicklung der Wissenschaftsdisziplin *Forsteinrichtung*.

Die Verfahren der mittelfristigen Planung, die im Laufe der über 200jährigen Geschichte der Forsteinrichtung entwickelt wurden, sind außerordentlich vielfältig. Diese Vielfalt ist bedingt durch die Unterschiede in der wirtschaftlichen Zielsetzung, durch die Differenzierung der Waldstrukturen und der Betriebsarten, sowie durch die zur Verfügung stehenden Technologien und Informationen. Bei der Betrachtung der Forsteinrichtungsverfahren lassen sich nach Speidel (1972) mehrere Entwicklungslinien verfolgen (Abb. 6-1).

### *Die Flächen- und Massenteilungsverfahren*

Die ältesten Planungsverfahren gingen von der Fläche aus. Bei diesen Flächenteilungsverfahren sollte die Fläche des Forstbetriebes (F) in ebenso viele flächengleiche Jahresschläge ( $F : u$ ) geteilt werden wie die Umtriebszeit (u) Jahre umfasst. Die ersten Nachrichten über Flächenteilungen sind aus dem 14. Jahrhundert, z.B. von der Einrichtung des Erfurter Stadtwaldes und des Nürnberger Reichswaldes, überliefert.

Friedrich der Große, der starken Anteil an der Verbesserung der Forstwirtschaft nahm, ordnete 1740 in Preußen die einfache Schlageinteilung mit einer Umtriebszeit von 70 bis 80 Jahren für den Hochwald an. Seit der Mitte des 18. Jahrhunderts wurden von *Beckmann*, von *Wedell* und *Hennert* Massenteilungsverfahren entwickelt. Dabei wurde der *vorhandene Holzvorrat* unter Berücksichtigung des *künftigen Zuwachses* oft auf so viele Jahr verteilt, dass nach

Ablauf dieses Zeitraumes wieder hiebsreifes Holz nachgewachsen war. Das Verfahren von Hennert bildete bereits einen Übergang zum Massenfachwerk.

### *Die Fachwerkmethoden*

Den Fachwerkmethoden ist gemeinsam, dass sie die vorher festgelegten Umtriebszeiten in Zeitfächer, d. h. gleiche Perioden von 20 Jahren einteilten. Die Methoden werden lediglich danach unterschieden, ob sie die leeren Fächer mit gleichen Nutzungsmengen oder gleiche Flächen und Nutzungsmengen oder mit gleichen Nutzungswerten ausfüllen; dementsprechend unterscheidet man zwischen Massen-, Flächen-, kombiniertem oder Wertfachwerk, von denen nur die ersten drei Formen eine allerdings sehr große praktische Bedeutung erlangt haben.

Das *Massenfachwerk* wurde von G. L. Hartig (1795) entwickelt. Nach Aufgliederung der Umtriebszeit in 20jährige Fächer wurden die Waldbestände je nach ihrem Alter den einzelnen Perioden zugeteilt; die ältesten Bestände wurden dementsprechend der ersten Periode, d. h. dem ersten unmittelbar bevorstehenden Planungszeitraum zugeordnet und so fort. Die Verteilung wurde so lange revidiert bis die einzelnen Perioden gleiche Nutzungsmengen enthielten. Hartig forderte allerdings im Hinblick auf den zunehmenden Holzbedarf, dass die Nutzungsmengen von Periode zu Periode um ein Sechstel steigen sollten. Die Nutzungsmengen wurden aus den gegenwärtigen Vorräten (meist Okularschätzung) der Bestände zuzüglich des Haubarkeitsdurchschnittszuwachses ermittelt.

G. L. Hartig führte in seiner Eigenschaft als langjähriger Chef der preußischen Staatsforstverwaltung das Massenfachwerk in die Praxis ein. Dem preußischen Beispiel folgte Bayern, Württemberg, Hessen, Thüringen und für eine kurze Zeit auch Baden. Das *Flächenfachwerk* wurde von Cotta (1804) entwickelt, der als Chef der Forsteinrichtungsanstalt dieses Verfahren in Sachsen einführte. Das Flächenfachwerk unterscheidet sich vom Massenfachwerk zunächst durch die Zuteilung gleicher Flächen zu den einzelnen Perioden. Wegen *ungleicher Bestockungen der Flächen schwankten* die Nutzungsmengen in den einzelnen Perioden und die



Gleichmäßigkeit der Holznutzungen konnten theoretisch erst in der zweiten Umtriebszeit erreicht werden. Dieser Nachteil gegenüber dem Massenfachwerk wurde jedoch durch einige *Verbesserungen* aufgewogen. Durch die Forsteinrichtung wurde eine *dauernde Waldeinteilung in Abteilungen* vorgenommen. Die Abteilungen wurden den einzelnen Flächen unter Berücksichtigung der räumlichen Ordnung zugeteilt und ferner war eine periodische, d.h. 20jährige Revision des Planes vorgesehen.

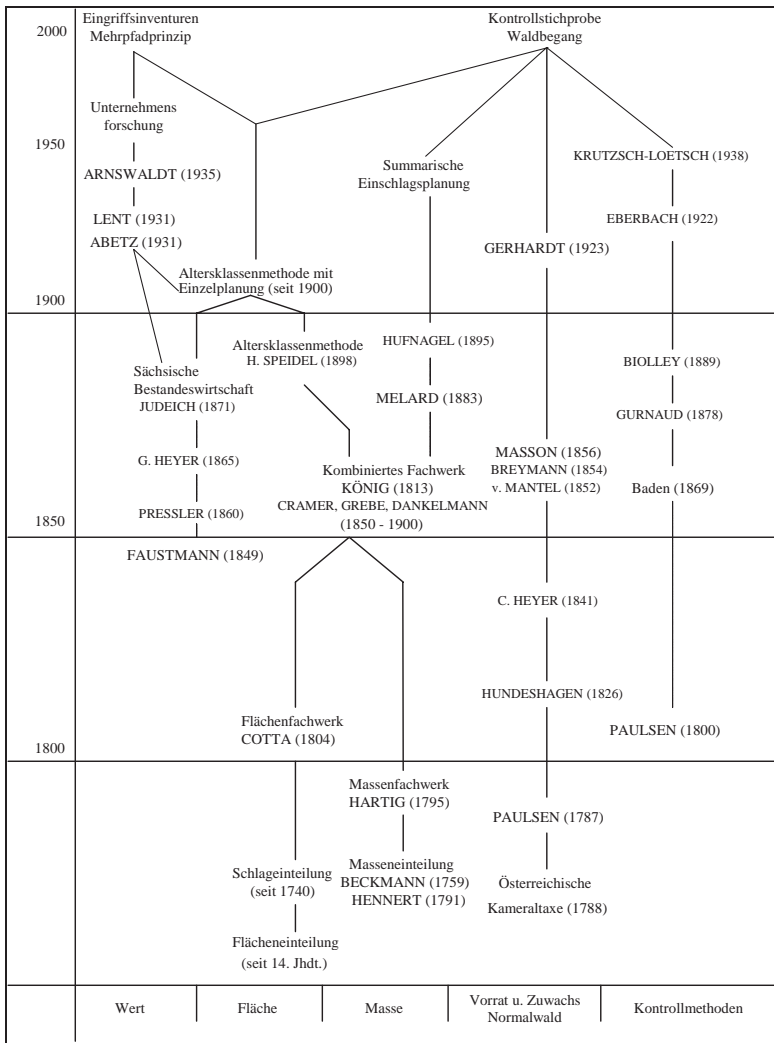


Abbildung 6-1. Schematische Darstellung unterschiedlicher Entwicklungslinien der Forsteinrichtungsverfahren (nach Speidel, 1972, ergänzt).

Seit 1813 versuchte König die Vorteile der beiden Verfahren in dem kombinierten Fachwerk zu vereinigen. Dabei wurde zunächst ein Flächenfachwerk aufgestellt und bei gleichbleibender Periodenfläche durch Austausch einzelner Abteilungen ein zusätzlicher Ausgleich der Nutzungsmengen angestrebt. Wegen der praktischen Schwierigkeiten, Massen- und Flächengleichheit zu erreichen, wurde der Plan meist nur für wenige Perioden entwickelt. Seit 1850 fand das kombinierte Fachwerk in Preußen, Thüringen und besonders in Württemberg Eingang in die Forsteinrichtung.

Die Fachwerkmethode charakterisieren den Beginn der modernen Forsteinrichtung, weil sie erstmalig die *Nachhaltigkeit zum Grundsatz* der Planung erheben und die künftige Bewirtschaftung der Forstbetriebe sowohl in der Nutzung als auch in der Produktion auf dieser Grundlage zu regeln versuchen. Es ist kein Zweifel, dass die beinahe hundertjährige Anwendung der verschiedenen Fachwerkmethode in Deutschland wesentlich dazu beigetragen hat, die Holznot und die Waldverwüstung des ausgehenden 18. Jahrhunderts in relativ kurzer Zeit zu beseitigen. Andererseits darf nicht übersehen werden, dass die waldbaulichen Möglichkeiten der Produktionssteigerung durch die Überbetonung der Nutzungsregelung nicht voll ausgeschöpft werden konnte. Die Einhaltung der Periodenpläne und das Streben nach einheitlicher Bestockung der Abteilungen hat zu einem „*waldbaulichen Erstarrungszustand*“ (Wagner 1928, S. 300) und zu zahlreichen Produktionsrisiken bzw. Waldkrankheiten geführt.

**Beispiel:** die Umtriebszeit für eine *Eucalyptus grandis* - Plantage mit einer Gesamtfläche von 720 ha beträgt 6 Jahre. Im Flächenfachwerk werden F/U also  $720/6=120$  ha jährlich genutzt. So erhält man nach spätestens einer Umtriebszeit eine ausgeglichene Altersklassenverteilung und damit eine langfristig nachhaltige Nutzung (Tab. 6-1). Die derzeit 7jährigen Bestände werden dem 1. Fachwerk zugewiesen. Das 2. Fachwerk erhält die verfügbaren 20 ha aus der 6jährigen und die 80 ha aus der 5jährigen Altersklasse plus 20 ha aus der 4jährigen Altersklasse. Diese Zuweisung wiederholt sich für jedes der 6 Fachwerke.

Alter	ha	Fachwerk					
		I	II	III	IV	V	VI
7	120	120					
6	20		20				
5	80		80				
4	150		20	120	10		
3	200				110	90	
2	50					30	20
1	100						100
Summe	720	120	120	120	120	120	120

Tabelle 6-1. Verteilung der Altersflächen auf Nutzungsperioden.

Die Fachwerkmethode sind heute noch weit verbreitet. Man findet sie u.a. in einigen Mittelmeerländern, in den Kiefernwäldern Osteuropas und in den Plantagenwäldern der südlichen Hemisphäre, - obwohl in den genannten Regionen auch bereits modernere Planungstechniken eingesetzt werden.

### *Die Altersklassenmethoden*

Die Mängel des Fachwerkes sollten durch die Altersklassenmethoden beseitigt werden. Die Bezeichnung Altersklassenmethode geht darauf zurück, dass die sehr zahlreichen und heterogenen Verfahren ein Ziel gemeinsam hatten, nämlich die Normierung der Altersklassenverhältnisse. Dieses Ziel sollte dadurch erreicht werden, dass die tatsächliche (evtl. reduzierte) Endnutzungsfläche an die normale Endnutzungsfläche des Planungszeitraumes angeglichen wird. Der wesentliche Unterschied gegenüber dem Flächenfachwerk liegt nach Baader (1945, S. 271ff) in der einzelbestandsweisen Planung von Produktion und Nutzung.

Das in der sächsischen Forsteinrichtung angewandte und von Judeich (1871) als „Sächsische Bestandeswirtschaft“ beschriebene Verfahren ist bereits den Altersklassenmethoden zuzurechnen. Bei Judeichs sächsischer Bestandeswirtschaft wurden die Endnutzungen für einen zehnjährigen Planungszeitraum nach ihrer Dringlichkeit in den „Entwurf des Hauungsplanes“ eingesetzt. Als Kriterium der Hiebsreife wurde das Weiserprozent, als Produktionsdauer die finanzielle Umtriebszeit verwendet. Die Vornutzung wurde summarisch veranschlagt. Zur Erhöhung der Produktionssicherheit wurde ein Hiebszugplan entworfen, der auf

einer bleibenden Waldeinteilung aufbaute und Loshiebe, Freihiebe und Hiebszüge mit Wirtschaftsstreifen vorsah. Die Ergebnisse der Einzelplanung wurden schließlich durch die Beschränkungen der Gesamtplanung (normale Endnutzungsfläche und normales Altersklassenverhältnis) korrigiert.

Die Kritiker der sächsischen Bestandeswirtschaft haben das Typische des Verfahrens in der Zielsetzung des maximalen Bodenreinertrages bzw. der maximalen Rentabilität gesehen. Baader (1945, S. 273f) hat darauf hingewiesen, dass die bestandesweise Einzelplanung das Wesentliche des Verfahrens ist und dass dabei jede beliebige wirtschaftliche Zielsetzung verfolgt werden kann. Gerade wegen der individuellen Planung und der Möglichkeit einer stärkeren Berücksichtigung der Produktion stellte das Verfahren einen wesentlichen Fortschritt dar.

### *Summarische Einschlagsplanung/ Kontrollmethoden*

Das Verfahren der Flächenteilung sowie die Fachwerks- und Altersklassenmethoden haben die Nutzung und die Produktion für jede Planungseinheit des Betriebes im gleichen Arbeitsgang geregelt. Diese Planungsverfahren stecken den Rahmen waldbaulicher Handlungen örtlich und zeitlich genau ab. Im Gegensatz dazu stehen die Verfahren der Massenteilung einschließlich der *summarischen Einschlagsplanung sowie die Vorrats- und Zuwachsmethoden*. Die Ergebnisse dieser im Allgemeinen auf eine *Betriebsklasse* angewandten Verfahren bilden lediglich eine *Gesamtrichtlinie für die Nutzungen*. Mit den Verfahren wird aber *nicht bestimmt in welchen Planungseinheiten* die Nutzungen erhoben werden sollen; meist werden auch keine Vorschriften über die Gliederung nach End- und Vornutzung, nach Bestandestypen oder Holzartengruppen getroffen. Die Entscheidung über Art und Ort der Nutzung ist der *Betriebsleitung überlassen*. Die Vorrats- und Zuwachsmethoden bieten daher einen hohen Grad *waldbaulicher Freiheit und Eigenverantwortung*. Wegen des Verzichts auf Flächen- und Altersangaben sind diese Verfahren auch für den Femel- und Plenterwald geeignet, zu deren Erhaltung sie nach Röhl (1927, S. 156) wesentlich beigetragen haben.

Die Kontrollmethoden sind mit den Namen Gurnaud, Biolley und Eberbach verbunden, obgleich ihre ersten Anfänge nach Knuchel (1950, S. 178) bereits Mitte des 16. Jahrhunderts in Frankreich nachzuweisen sind. In Deutschland hat Paulsen (1797) die Verwirklichung der Kontrollidee bereits im Jahre 1800 gefordert (Richter, 1963, S. 161), nachdem der 1795 gefordert hatte: „ohne genaue Kenntnis von der Größe des Holzvorrates und dessen Zuwachses ist es unmöglich, die Forste aufs Vollkommenste und nachhaltig einzurichten“ (zit. nach Röhl 1927, S. 1). In Baden wurde die Kontrollidee bereits 1869 zur Grundlage der praktischen Forsteinrichtung erklärt. Die Kontrollmethoden haben durch die Stichprobenverfahren nach Krutzsch und Loetsch (1938) und Schmid-Haas (1989) eine methodische Erweiterung erfahren. Sie werden derzeit unter der Bezeichnung Betriebsinventur/Kontrollstichprobe in Niedersachsen, Bayern und Baden-Württemberg angewendet.

### *Bewertung von Waldentwicklungsszenarien*

Eine stärkere ökonomische Durchdringung der mittelfristigen Planung geht auf die Entwicklung der Bodenreinertragstheorie zurück. Die Bestimmung der finanziellen Umtriebszeit (Faustmann), die Verwendung der Weiserprozente (Pressler, 1860; Heyer, 1841 u.a.) und Judeichs Sächsische Bestandeswirtschaft sollten die Forsteinrichtung zu einer wirtschaftlichen Planung umgestalten. Diese Bemühungen hatten aber angesichts der einseitigen Zielsetzungen nur geringe Erfolge (Baader, 1932; Lemmel, 1925).

Abetz (1931), Mantel (1940), Möhring (1953), Lent (1931), Arnswaldt (1935, 1953) und Speidel (1972) versuchten eine stärkere betriebswirtschaftliche und sozialökonomische Orientierung der Forsteinrichtung. Die Verfahren der Unternehmensforschung wurden vor allem in der kommerziellen Forstwirtschaft in Nordamerika, Skandinavien und in den Plantagenwäldern der südlichen Hemisphäre eingesetzt (Clutter et al., 1983; Siitonen, 1983; Hoganson and Rose, 1984; Garcia, 1991; Gadow u. Bredenkamp, 1992; Lappi, 1992; Eid, 1993; Peyron, 1993; Pesonen, 1995; Rodriguez, 1996; Hoganson, 1996; Hoen, 1996).

### ***A. 3 Flächengliederung***

#### *Distrikt oder Forstort*

Ein allseits von einer anderen Kulturart (Landwirtschaft, Siedlung usw.) oder von fremdem Besitz umschlossener Waldteil wird als Distrikt oder Forstort bezeichnet. Im Anhalt an landschaftliche oder historische Grenzlinien können auch große geschlossene Waldflächen in mehrere Distrikte aufgliedert oder mehrere getrennt liegenden, kleine Waldflächen zu einem Distrikt zusammengefasst werden. Beispiele: *Kellenscheid, Totenberg, Große Wildkoppel*. Die Kennzeichnung im Gelände erfolgt durch Grenzsteine; die Kennzeichnung auf der Karte durch römische Ziffern und/oder besondere Namen.

#### *Abteilung*

Die dauernde geographische Einheit der Waldeinteilung wird als Abteilung bezeichnet. Sofern keine Unterabteilung gebildet wird, ist die Abteilung gleichzeitig die Einheit für Planung, Vollzug und Kontrolle. Die Flächengröße beträgt 10 bis 30 ha, im Mittel ca. 20 ha (im Gebirge, bei Nadelholz und Kleinbetrieben im Allgemeinen unterhalb des Mittelwertes; in der Ebene und bei Laubholz oberhalb des Mittelwertes). In Entwicklungsländern kann die Abteilung Größen bis zu 100 ha erreichen. Abteilungen sollten möglichst einfache geometrische Flächen aufweisen (Rechteck, Quadrat, Trapez). Die Grenzen sind im Gelände permanent sichtbar (Straßen, Wege, Schneisen, Steine oder Tafeln an den Kreuzungspunkten von zwei oder mehreren Abteilungslinien oder Besitzgrenzen). Die Kennzeichnung auf der Karte erfolgt mit arabischen Ziffern, in der Reihenfolge von Süd nach Nord und von Ost nach West, und Punkten entlang der Abteilungslinie.

#### *Unterabteilung*

Die Unterabteilung ist die kleinste Einheit für Planung, Vollzug und Kontrolle (Buchführungseinheit). Ausnahme: Baden-Württemberg. Die Flächengröße beträgt im Mittel 3 bis 5 ha, nur in Ausnahmefällen sollte dieser Flächenrahmen unterschritten werden. Die Minimalfläche ist 1 ha. Die Abteilung kann u.U. nur aus

einer Unterabteilung bestehen. Getrennt liegende Flächen können zu Sammelunterabteilungen zusammengefasst werden. Unterabteilungen sollten einfache geometrische Figuren mit möglichst wenigen Brechungspunkten der Grenzlinien aufweisen. Kennzeichnung im Gelände erfolgt, falls die Begrenzung nicht durch Bestandesunterschiede, Wege usw. einwandfrei kenntlich ist, durch verhügelte Pfähle an den Brechungspunkten der Grenze oder Ölfarbringe an Grenzbäumen. Auf der Karte werden Unterabteilungen mit kleinen lateinischen Buchstaben gekennzeichnet, bei Nichteilholzboden mit kleinen deutschen Buchstaben. Falls die Grenze nicht mit Wegen, Schneisen usw. zusammenfällt, wird die Begrenzung durch dünne ausgezogene Linien angegeben.

Gründe für die Bildung von Unterabteilungen sind: eindeutige, dauernde oder langfristige Unterschiede des Standortes oder der Bestände, die eine unterschiedliche Planung und getrennte Kontrolle erforderlich machen (Betriebsart, Holzart, Alter, Bestandaufbau, Nutzungsart usw.). Voraussetzung sollte sein, dass die technische Selbständigkeit und eindeutige Begrenzung erreicht werden können.

### *Unterfläche*

Die kleinste auf der Bestandskarte noch dargestellte Einheit der Zustandserfassung ist die Unterfläche. Getrennt liegende Flächen können zu Sammel-Unterflächen zusammengefasst werden. Die Flächengröße soll 0,3 ha nicht unterschreiten; das gilt auch für die einzelnen Teile einer Sammel-Unterfläche. Bei kleineren Flächen werden die Bestandesunterschiede nur in der Bestandesbeschreibung erwähnt oder als Hilfsflächen ausgeschieden. Einfache geometrische Figuren mit möglichst wenig gebrochenen Grenzlinien. Im Gelände werden Unterflächen, sofern die Begrenzung nicht eindeutig durch Bestandesunterschiede kenntlich ist, durch unterbrochene Ölfarbringe an Grenzbäumen gekennzeichnet. Auf der Karte werden Unterflächen durch Beifügen einer Indexzahl zu den Buchstaben der Unterabteilung ( $a_1, a_2, \dots$ ) oder zu dem Buchstaben „F“ (F1) kenntlich gemacht. Wird die Indexzahl dem Buchstaben der Unterabteilung zugefügt, so kann sie entweder einfache Ordnungszahl (z.B. Bayern,

Rheinland-Pfalz, Niedersachsen:  $a_1, a_2, \dots$ ) oder Altersangabe (Altersindex) sein (Württemberg). Der Altersindex kennzeichnet die Altersstufe der Unterfläche ( $a^1$ , = 1-10-jährig,  $b^2$  = 11-20-jährig;  $c^{11/1}$  = 101-110-jähriges Altholz über 1-10-jährigem Jungwuchs). Wenn die Grenzen der Unterfläche nicht mit Wegen, Abteilungs- oder Unterabteilungslinien usw. zusammenfallen, werden die Grenzen gestrichelt oder punktiert (Baden-Württemberg, VEA 1964, S. 39) in der Karte dargestellt.

Gründe für die Bildung von Unterflächen: (1) Eindeutige, dauernde und langfristige Unterschiede, die zwar sachlich, aber nicht nach der Flächengröße die Ausscheidung einer Unterabteilung rechtfertigen würden oder (2) Bestandesunterschiede, die wegen der Genauigkeitsanforderungen an die Inventur eine getrennte Erfassung erforderlich machen.

### *Hilfsfläche*

Die kleinste Einheit der Zustandserfassung, die auf der Karte allerdings nicht mehr dargestellt wird ist die Hilfsfläche. Hilfsflächen werden nur in einigen Bundesländern, z.B. in Niedersachsen, in Rheinland-Pfalz als „Besondere Aufnahmeeinheit“ („BAE“) oder im Privatwald von Nordrhein-Westfalen als „besondere Zeile“, ausgeschieden. Die Flächengröße sollte im Allgemeinen 0,1 ha nicht unterschreiten. Kennzeichnung erfolgt weder im Gelände noch auf der Karte. Gründe für die Ausscheidung von Hilfsflächen sind eindeutige Bestandesunterschiede, die zwar sachlich, aber nicht nach der Flächengröße (0,3 ha) oder Flächenform die Ausscheidung einer Unterfläche rechtfertigen würde.

### *Ideelle Teilfläche*

Rechnerisch ermittelte Flächen, z.B. der Flächenanteil der einzelnen Baumarten im Mischbestand oder langfristige Blößen werden als ideelle Teilflächen bezeichnet. Die rechnerische Mindestfläche beträgt in der Regel 0,1 ha. Da ideelle Teilflächen nicht lokalisierbar sind, erfolgt keine Kennzeichnung im Gelände und keine geographische Darstellung auf der Karte (evtl. kartenmäßige Darstellung des Anteils von Mischholzarten durch besondere Symbole).



## A. 4 Räumliche Ordnung

Zahlreiche forstbetriebliche Maßnahmen können nicht ausschließlich für Einzelbestände geplant werden. Dazu gehören z.B. die Landschafts- und Erholungsplanung, die Wegebauplanung und die Planung der räumlichen Ordnung. Das Ziel der räumlichen Ordnung, einem zentralen Element der klassischen Forsteinrichtung, bestand darin, durch Aufbau und geographische Lagerung der Bestände eine optimale Produktionssicherheit gegen abiotische Schäden, vor allem Sturmschäden, zu gewährleisten. Die Verfahren der räumlichen Ordnung werden in dem Lehrbuch des Freiburger Forstprofessors Christoph Wagner (1928) ausführlich dargestellt. Fünf Elemente waren von besonderer Bedeutung: der Traufschutz, der Freihieb, die Schlagreihe, der Loshieb und der Hiebszug.

Tiefbeastete Bestandesränder bilden einen sog. Traufschutz, der den Bestand vor Sonne und Wind schützen soll. Die Erfahrungen aus den Sturmkatastrophen zeigen, dass der Traufschutz nur dann das Risiko von Sturmschäden verringert, wenn der Bestandesrand eine Aufgleitzone aufweist (Otto, 1994) und das Bestandesinnere in der Nähe des Bestandesrandes möglichst durchlässig und weitständig gestaltet ist (Kramer, 1985). Ein Trauf ist ein Streifen tiefbeasteter standfester Bäume. Er schützt den Bestandesrand vor Sonnenbrand (Bu!). Wird die Traufbildung durch die Nachbarschaft eines älteren bzw. höheren beeinträchtigt, so kann ein Freihieb angelegt werden (Abb. 6-2).

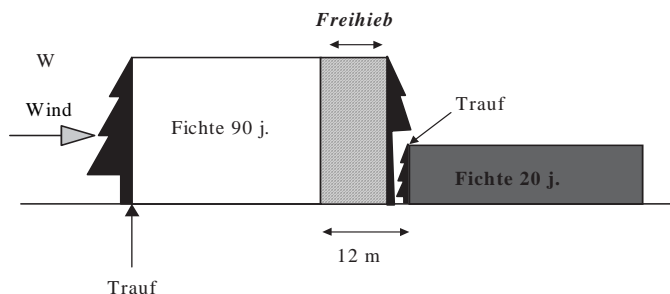


Abbildung 6-2. Der Freihieb als Element der räumlichen Ordnung.

Bei der Planung eines Freihiebes ist darauf zu achten, dass die Traufbildung in späterem Alter nicht mehr möglich ist (i.A. max. Alter 30 - 50 Jahre).

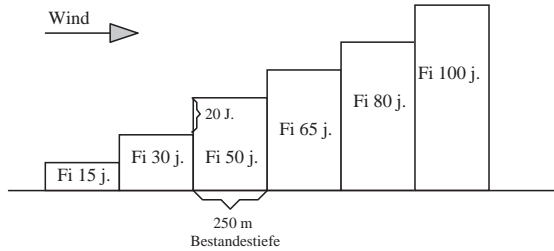


Abbildung 6-3. Ein Alters- bzw. Höhengefälle gegen die Hauptgefahrenrichtung bietet Deckungsschutz. Bei konsequenter Durchführung entsteht eine Schlagreihe

Deckungsschutz ist vorhanden, wenn die Bestände gegen die Hauptgefahrenrichtung ein Alters- bzw. Höhengefälle haben. Führt man diese Schlagfolge konsequent durch, so entsteht eine Schlagreihe, d.h. eine Reihe von Beständen, die sich in Richtung der Hauptgefahr aneinander reihen und dieser entgegengesetzt genutzt werden.  $6 \cdot 250 = 1500 \text{ m}$ ,  $\rightarrow$  lässt sich schwierig realisieren.

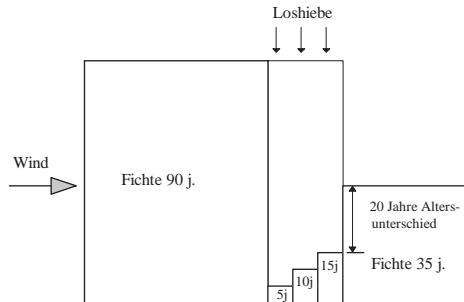


Abbildung 6-4. Wenn es für die Anlage eines Freihiebes zu spät ist, kann auf kleinen Flächen der Deckungsschutz durch Loshiebe erreicht werden.

Wenn es für die Anlage eines Freihiebes zu spät ist, kann auf kleinen Flächen der Deckungsschutz durch Loshiebe erreicht werden<sup>1</sup>. Beim Loshieb werden Teile eines älteren Bestandes, der dem jüngeren vorgelagert ist, stufenweise geerntet und verjüngt (bes. schnellwüchsige Baumarten wie z.B. Douglasie). Also Deckungsschutz durch Zwischenschaltung fehlender Altersstufen.

Beim *Hiebszug* werden Trauf- und Deckungsschutz miteinander kombiniert.

<sup>1</sup> Spottlied der Eberswalder Forststudenten: *ein Loshieb ist ein Hieb mit dem nichts los ist.*

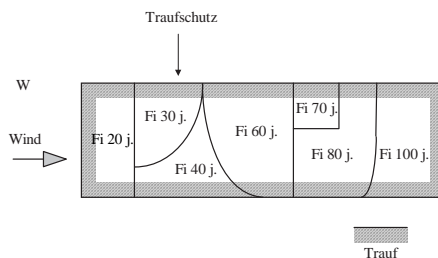


Abbildung 6-5. Schematische Darstellung eines Hiebszuges.

Zusammenfassung: Die wichtigsten Elemente der klassischen räumlichen Ordnung sind die

1. **Waldrandgestaltung** mit Aufgleitzone, Traufschutz und Durchlässigkeit (durch lockere Stellung im Bestandesinneren).
2. **Freihiebe** im vorgelagerten Altbestand um Traufbildung eines nachgelagerten jüngeren Bestandes zu ermöglichen.
3. **Loshiebe**, im vorgelagerten Altbestand. Dadurch Zwischenschaltung fehlender Altersstufen zur Schaffung von Deckungsschutz.

In der Praxis der Forstplanung wird der räumlichen Ordnung heute keine sehr große Bedeutung mehr beigemessen (Sekot, 1990, S. - Habilschrift). Eine ideale Bestandeslagerung ist nur langfristig und ggf. unter beträchtlichen Hiebsopfern - durch verfrühte oder aufgeschobene Nutzungen - möglich.