



TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN

Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung

**Kontinuierliche und gleichmäßige Holznutzungen  
unter Risiko**

Das forstliche Nachhaltigkeitsverständnis und seine Umsetzung  
in modernen Optimierungsansätzen

Wilhelm Andreas Hahn

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum  
Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen  
Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Forstwissenschaft

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr. A. Göttlein

Prüfer der Dissertation: 1. Univ.-Prof. Dr. Th. Knoke  
2. Univ.-Prof. Dr. R. Mosandl  
3. Hon.-Prof. Dr. H. Spellmann  
Georg-August-Universität Göttingen  
(schriftliche Beurteilung)  
apl. Prof. Dr. M. Weber  
(mündliche Prüfung)

Die Dissertation wurde am 24.04.2014 bei der Technischen Universität  
München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum  
Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 16.09.2014  
angenommen.



---

## Inhaltsübersicht

ZUSAMMENFASSUNG .....	VII
ABSTRACT.....	XIII
SYNTHESE.....	1
1.    Einleitung .....	1
2.    Stand des Wissens und Forschungsansatz.....	7
3.    Methoden und Material .....	27
4.    Ergebnisse .....	61
5.    Diskussion .....	97
6.    Ausblick .....	117
7.    Danksagung.....	119
8.    Abkürzungsverzeichnis .....	121
9.    Literaturverzeichnis.....	123
10.   Abbildungsverzeichnis.....	149
11.   Tabellenverzeichnis.....	151
ANHANG .....	155
Liste weiterer Publikationen des Autors .....	157
Detaillierte Ergebnisse der Ertragsoptimierungen .....	163



---

## Inhaltsverzeichnis

ZUSAMMENFASSUNG .....	VII
ABSTRACT.....	XIII
SYNTHESE .....	1
1. Einleitung .....	1
2. Stand des Wissens und Forschungsansatz.....	7
2.1 Forstliche Nachhaltigkeit.....	7
2.1.1 Begriffliche Relevanz und Vieldeutigkeit.....	7
2.1.2 Forschungsbedarf .....	8
2.2 Ertragsplanung in Forstbetrieben .....	9
2.2.1 Klassische Ertragsplanung .....	9
2.2.2 Entscheidungsunterstützungssysteme für die Ertragsplanung .....	12
2.2.2.1 Lineare Programmierung .....	14
2.2.2.2 Nicht-lineare Programmierung.....	19
2.2.2.3 Forschungsbedarf .....	20
2.2.3 Berücksichtigung von Risiken .....	20
2.2.3.1 Unsicherheit, Risiko und Ungewissheit .....	21
2.2.3.2 Überlebenswahrscheinlichkeiten und Ausfallraten.....	22
2.2.3.3 Holzpreisschwankungen .....	24
2.2.3.4 Risikoneigung des Entscheidungsträgers.....	25
2.2.3.5 Forschungsbedarf .....	26
3. Methoden und Material .....	27
3.1 Inhaltsanalyse „Nachhaltige Forstwirtschaft“ .....	27
3.2 Ertragsplanung mit linearer und nicht-linearer Programmierung .....	28

---

3.2.1	Testbetriebe .....	30
3.2.1.1	Forstbetrieb Hausham.....	30
3.2.1.2	Forstbetrieb Zusmarshausen (BaySF) .....	33
3.2.1.3	Forstbetrieb Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen .....	34
3.2.2	Betriebsziele und Zielfunktionen.....	35
3.2.3	Entscheidungsvariablen.....	43
3.2.4	Restriktionen.....	45
3.2.5	Koeffizienten .....	47
3.2.5.1	Simulation des Waldwachstums .....	47
3.2.5.2	Herleitung von Deckungsbeiträgen .....	47
3.2.6	Grundlagen zur Ableitung der Risikokoeffizienten.....	49
3.2.6.1	Überlebenswahrscheinlichkeiten und Ausfallraten .....	49
3.2.6.2	Schwankungen der Barwerte .....	50
3.2.6.3	Korrelations- und Kovarianzmatrizen .....	52
3.2.7	Optimierungssoftware .....	54
3.3	Variantenstudium.....	55
3.3.1	Kalkulationszinssätze .....	56
3.3.2	Holzpreisszenarien.....	57
4.	Ergebnisse.....	61
4.1	Begriffsklärung „Nachhaltige Forstwirtschaft“ .....	61
4.1.1	Strukturierung der Fachbegriffe forstlicher Nachhaltigkeit .....	61
4.1.1.1	Kriterium „Multifunktionalität“ .....	61
4.1.1.2	Kriterium „Partizipation“ .....	65
4.1.2	Umsetzung von Langfrist- und Risikoaspekten.....	67
4.2	Finanzielle Ertragsoptimierung und Kontinuität und Gleichmaß der Erträge ...	70
4.2.1	Zielfunktionen für risikoneutrale und risikomeidende Waldbesitzer .....	71

---

4.2.1.1	Verlaufs- und Durchschnittswerte.....	72
4.2.1.2	Verteilungstest.....	75
4.2.1.3	Mittelwerte und Standardabweichungen.....	76
4.2.1.4	Variationskoeffizienten.....	81
4.2.1.5	Kosten der Risikominderung.....	82
4.2.1.6	Durchschnittsvorräte zum Planungsende.....	83
4.2.1.7	Zusammenschau der Ergebnisse.....	85
4.2.2	Einfluss der Eingangskoeffizienten.....	86
4.2.2.1	Zinsvariationen.....	86
4.2.2.2	Altersklassenstruktur.....	90
4.2.2.3	Holzpreisszenarien.....	93
5.	Diskussion.....	97
5.1	Diskussion der Ergebnisse.....	97
5.1.1	Konkretisierung „nachhaltiger Forstwirtschaft“.....	97
5.1.2	Hypothesentest: Kontinuität und Gleichmaß unter Risiko?.....	99
5.1.3	Vorteilhaftigkeit gleichmäßiger und kontinuierlicher Erträge.....	101
5.1.4	Kontinuität als Risikoprävention.....	103
5.2	Diskussion der Methoden.....	104
5.2.1	Innovation durch nicht-lineare Programmierung.....	104
5.2.2	Risikointegration über die Zielfunktion.....	105
5.2.3	Verzicht auf Hiebssatzrestriktionen.....	107
5.3	Nutzen für die Forstpraxis und Politikberatung.....	108
5.3.1	Gleichmäßige Holznutzungen als Handlungsleitlinie.....	108
5.3.2	Umsetzung der Handlungsleitlinie.....	110
5.3.3	„Forstliche Nachhaltigkeit“: Diskussion statt Harmonie.....	112
5.3.4	Vereinbarkeit der Erkenntnisse mit dem Konzept starker Nachhaltigkeit.....	114

---

6.	Ausblick.....	117
7.	Danksagung .....	119
8.	Abkürzungsverzeichnis .....	121
9.	Literaturverzeichnis .....	123
10.	Abbildungsverzeichnis .....	149
11.	Tabellenverzeichnis .....	151
ANHANG.....		A - 155
Liste weiterer Publikationen des Autors .....		A - 157
Beiträge mit Begutachtung.....		A - 157
Zeitschriftenbeiträge.....		A - 157
Buchbeiträge.....		A - 157
Beiträge ohne Begutachtung .....		A - 158
Bücher und Buchbeiträge .....		A - 158
Zeitschriftenbeiträge.....		A - 158
Sonstige Veröffentlichungen.....		A - 160
Detaillierte Ergebnisse der Ertragsoptimierungen .....		A - 163

## ZUSAMMENFASSUNG

Eine in der Öffentlichkeit bekannte Regel für die nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder lautet: „Nutze nicht mehr als nachwächst“. Die Anwendung dieser Managementregel sichert die Kontinuität der Holznutzungen über die Zeit. Bezieht man sie auf eine größere Skalenebene von Forstbetrieben aufwärts, passt sie gut zum forstlichen Verständnis einer kontinuierlichen und gleichmäßigen Holznutzung. Da Zuwachsschwankungen bei einer einigermaßen ausgeglichenen Altersklassenstruktur gering sind, versuchte man im Europa des 18. und 19. Jahrhunderts, die Holzversorgung der frühen, holzbasierten Industrien und Handwerke auf diese Weise dauerhaft und auf einem über die Jahre möglichst gleichmäßigen Niveau zu sichern.

Inzwischen haben sich Art und Umfang der Holznutzung und die Anforderungen an die Holzbereitstellung verändert. Die auf Kontinuität und vor allem auf Gleichmäßigkeit der Holzbereitstellung ausgerichtete Nutzung wurde seit der Mitte des vorherigen Jahrhunderts aus einer betrieblichen und einer wirtschaftlichen Perspektive kritisch diskutiert: Abiotische und biotische Kalamitäten, Holzmarktzyklen, das Ziel der Sicherung des Betriebswertes und die Berücksichtigung von Kapitalmittelknappheit über die Wahl der Zeitpräferenz wurden als Argumente gegen das Gleichmaß und für eine Flexibilisierung der Holznutzungen angeführt. Eine empirische Überprüfung der finanziellen Vorteilhaftigkeit bzw. Nachteilhaftigkeit kontinuierlicher und gleichmäßiger Holznutzungen steht bisher aus.

Im Rahmen dieser publikationsbasierten Dissertation wurde eine solche empirische Analyse durchgeführt. Die Ergebnisse der betriebswirtschaftlichen Untersuchung und einer vorherigen Klärung der Begriffe forstlicher Nachhaltigkeit mit Blick auf die jeweilige Bedeutung kontinuierlicher und gleichmäßiger Holznutzungen bilden die Schwerpunkte von zwei wissenschaftlichen Publikationen (Hahn und Knoke, 2010 [Publikation A]; Hahn *et al.*, 2014 [Publikation B]). In einem eingereichten Manuskript werden die Bedeutung der Ergebnisse beider Teile für die forstwissenschaftliche Forschung und Forstpraxis abgeleitet und Möglichkeiten einer methodischen Weiterentwicklung der praktischen Forstbetriebsplanung im deutschsprachigen Raum aufgezeigt (Hahn und Knoke, eingereicht [Publikation C]). Die nachfolgend abgedruckte Synthese gibt alle Informationen zu den Forschungsarbeiten für sich

alleinstehend wieder. Sie ist in Analogie zu den Schwerpunkten der beiden akzeptierten Artikel in einen begriffsklärenden und einen betriebswirtschaftlichen Teil gegliedert.

Im begriffsklärenden Teil der Synthese werden die Begriffe rund um die „forstliche Nachhaltigkeit“ systematisch geordnet. Zudem wird die Verbindung zum Konzept „nachhaltige Entwicklung“ herausgearbeitet. Eine qualitative Literaturübersicht fasst die Ergebnisse der Recherche deutsch- und vor allem englischsprachiger Fachliteratur zusammen.

Sowohl die „forstliche Nachhaltigkeit“ als auch die „nachhaltige Entwicklung“ beschäftigen sich mit der Ressourceninanspruchnahme über die Zeit, um eine gerechte Verteilung zwischen den heutigen und zukünftigen Generationen zu sichern. Die Entwicklung beider Konzepte verlief bis zum UNCED-Umweltgipfel in Rio de Janeiro im Jahr 1992 zeitlich und inhaltlich unabhängig voneinander. Seither wird „forstliche Nachhaltigkeit“ häufig als Konkretisierung „nachhaltiger Entwicklung“ bei der Waldnutzung interpretiert. Während sich die Begriffe zuvor anhand der Integration unterschiedlicher Waldfunktionen unterscheiden ließen, kam mit dem Umweltgipfel von Rio de Janeiro der Aspekt der Beteiligung aller Betroffenen hinzu. Die Begriffe *Multifunktionalität* und *Partizipation* wurden daher als Kriterien identifiziert, die für die Spezifizierung der Begriffe zur forstlichen Nachhaltigkeit hilfreich sind.

Beide Kriterien beschreiben Diskurse, die für die Forstwirtschaft und -wissenschaft von zentraler Bedeutung sind. Die Art und Weise der Gewichtung der verschiedenen Ökosystemdienstleistungen ist angesichts steigender Ansprüche an den Wald aber noch nicht abschließend ausgehandelt. Die Partizipation aller beteiligten Akteure ist nach dem Leitbild „nachhaltige Entwicklung“ eine zwingende Bedingung für diese Klärung. Vor diesem Hintergrund wird eine stärkere fallweise Konkretisierung bei der Nutzung der Begriffe forstlicher Nachhaltigkeit empfohlen. Dabei sollten Nutzungskonflikte – die Verteilung knapper Ressourcen bei großer Nachfrage – thematisiert werden. Für die Aushandlung sich widersprechender Interessen ist die Darstellung der jeweiligen Handlungskonsequenzen als Verhandlungsgrundlage entscheidend. Dazu bedarf es Methoden, mit deren Hilfe Handlungsfolgen quantifiziert und bewertet werden können. Ein effizienter Mitteleinsatz und Zukunftsunsicherheiten müssen dabei ebenso Berücksichtigung finden wie die Risikoneigung von Entscheidungsträgern. Die

Umsetzung dieser Anforderungen bildet den Schwerpunkt des betriebswirtschaftlichen Teils der Dissertation.

Im betriebswirtschaftlichen Teil wurde die *lineare* und *nicht-lineare Programmierung* genutzt, um eine finanziell optimale Verteilung der Holznutzungen auf der Forstbetriebsebene zu gewährleisten. Risiken wurden auf verschiedene Weise in die Zielfunktion integriert, um unterschiedliche Risikoneigungen von Waldbesitzern abzubilden und die folgende Hypothese zu überprüfen: ***Die Integration von Risiken über die Zielfunktion begünstigt kontinuierliche und gleichmäßige Holznutzungen und Deckungsbeiträge und unterscheidet sich in diesen von einer reinen Maximierung der Barwertsumme.***

Im Rahmen der Optimierung wurde das Zuordnungsproblem von Maßnahmen zu Waldorten und Entscheidungszeitpunkten gelöst, das als Kernaufgabe der Ertragsplanung bekannt ist. Im deutschsprachigen Raum finden naturale Risiken bei der Ertragsplanung bisher aber allenfalls indirekt, über die Vorgaben der Produktionsplanung, Berücksichtigung. In internationalen Anwendungen werden finanzielle Risiken häufig über einen Zinsaufschlag integriert, was zu einer stärkeren Diskontinuität der Nutzungen führt. Es fehlt somit an einer adäquaten Risikoberücksichtigung für Investitionsentscheidungen mit einer extrem langfristigen Festlegung. In der vorliegenden Studie wurde daher ein weiteres Verfahren getestet: Naturale Risiken und Holzpreisschwankungen wurde mit Hilfe von Ausfallraten der Waldbäume und über Standardabweichungen der Barwerte berücksichtigt. Letztere beschreiben die Streuung von Holzpreisen und Ausfallraten. Die Standardabweichungen der Barwerte wurden bestandesweise kalkuliert, zu periodenweise Kovarianzen zusammengefasst und über die Gesamtvarianz als Standardabweichung der Barwertsumme in die Zielfunktionen für risikomeidende Waldbesitzer aufgenommen.

Als Zielfunktionen für risikomeidende Waldbesitzer wurden der Risikonutzen und der absolute Value-at-Risk der Barwertsumme maximiert. Lösungen mit einem Maximum der Barwertsumme als weltweit gängigstes Kalkül der Investitionsrechnung, das Risikoneutralität der Entscheidungsträger unterstellt, wurden als Referenz verwendet.

Kontinuierliche und gleichmäßige Holznutzungen und Deckungsbeiträge werden in der vorliegenden Arbeit nicht durch Restriktionen erzwungen. Stattdessen soll die Untersuchung zeigen, ob aus der Berücksichtigung von Unsicherheiten in der

Zielfunktion automatisch periodisch gleichmäßige Holznutzungen resultieren. Mit diesem neuen Ansatz der betrieblichen Optimierung unter Risiko konnte eine finanzielle Überprüfung der auf gleichmäßige Holznutzungen ausgerichteten *sustained-yield*-Politik erfolgen.

Die Untersuchung wurde für zwei reale, fichtendominierte und vorratsreiche Testbetriebe mit 83 und 10.800 Hektar Holzbodenfläche durchgeführt. Auf Basis von Realdaten wurde zudem ein virtueller dritter Testbetrieb mit nahezu gleichverteilten Altersklassenflächen konstruiert. Die zeitliche Auflösung wurde in Analogie zum verwendeten Waldwachstumssimulators SILVA auf Perioden von 5 Jahren festgelegt. Der Betrachtungszeitraum betrug 30 Jahre. Die Untersuchung wurde mit Kalkulationszinsen von 1,5% und 2% durchgeführt.

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass die Berücksichtigung von Opportunitätskosten und Risiken in forstbetrieblichen Optimierungskalkülen zu tendenziell ausgeglichenen Holznutzungen und Deckungsbeiträgen führt. Die Mittelwerte der Holznutzungen und Deckungsbeiträge gingen mit zunehmender Risikoaversion der Entscheidungsträger zurück. Die Standardabweichungen beider Ertragsgrößen sanken dabei stärker als die Mittelwerte, was zu einer deutlichen Reduktion der Variationskoeffizienten der Ertragsgrößen mit zunehmender simulierter Risikoaversion führte. Die zeitliche Verteilung der Holznutzungen wurde mit Hilfe des Chi-Quadrat-Tests mit einer Gleichverteilung verglichen. Die tatsächliche Verteilung bei der optimierten Ertragsplanung für stark risikomeidende Waldbesitzer (Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme) zeigte keinen signifikanten Unterschied zu einer Gleichverteilung.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die zuvor formulierte Hypothese bewährt, da **eine finanziell optimierte Ertragsplanung für stark risikomeidende Entscheidungsträger zu tendenziell gleichmäßigen periodischen Holznutzungen und Deckungsbeiträgen führte.** Dieser Effekt geht auf eine zeitlich diversifizierte Einschlagsstrategie zurück; er nahm – im Bereich der für Deutschland forstüblichen Zinssätze – mit steigenden Kalkulationszinsen zu. Die Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme führte im Vergleich zu einer Maximierung der Mittelwerte der Barwertsumme stets zum größten Rückgang der Variationskoeffizienten der Holznutzungen und Deckungsbeiträge.

Für *risikoneutrale Entscheidungsträger*, die auf eine möglichst hohe mittlere Barwertsumme abzielen, auch wenn diese zu riskanten Einschlagsstrategien führt, bedingte eine finanziell optimierte Ertragsplanung hingegen stark schwankende Holznutzungen und Deckungsbeiträge. Entscheidendes Kriterium für die Struktur und Höhe der Holznutzungen und Deckungsbeiträge war damit die Risikoneigung der Waldbesitzer.

Die *Altersklassenstruktur* der Testbetriebe war für die Effekte der Zielfunktionen risikomeidender Entscheidungsträger von untergeordneter Bedeutung; der Effekt der Risikomodellierung in den Zielfunktionen dominierte den Struktureffekt der Altersklassen. Eine ausgeglichene Altersklassenstruktur dämpfte jedoch die Unterschiede, die sich aus den Varianten der Risikomodellierung ergaben: Die Ergebnisse der drei Zielfunktionen rückten näher zusammen, weil die ausgeglichene Altersklassenstruktur bereits ein gleichmäßiges Einschlagsmuster vorgab. Die geringsten Schwankungen ergaben sich bei einer initial ausgeglichenen Altersklassenstruktur und einer finanziellen Optimierung für risikomeidende Waldbesitzer mit der Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme.

Das Streben nach Kontinuität und Gleichmaß von Holznutzungen konnte vor diesem Hintergrund als eine wirksame Strategie zum *Umgang mit Unsicherheit* gesehen werden. Gleichmäßige Holznutzungen ergaben sich bei risikomeidenden Waldbesitzern aus der Zielfunktion und machten subjektiv festgesetzte Hiebssatzrestriktionen zumindest teilweise überflüssig. Im Gegensatz zu der Risikointegration über eine Risikoprämie auf den risikofreien Zins stehen Risikomanagement und Kontinuitätsaspekte durch die gewählte Vorgehensweise nicht mehr im Widerspruch. Was also wie eine sehr statische Wirtschaftsweise aussieht, birgt tatsächlich einen effektiven Risikoschutz.

Die Anwendung der nicht-linearen Programmierung wird für den forstlichen Alltagsgebrauch mittelfristig noch nicht empfohlen, da die Programmstruktur zu komplex, der Datenbedarf groß und die Vorkenntnisse in der Forstpraxis gering sind. Dort kann die Berücksichtigung von Risiken bei der Festsetzung des Nachhaltighiebssatzes mit Hilfe der eingeführten Hiebssatzweiser erfolgen. Effizienzgesichtspunkte können über lineare Optimierungskalküle in die Ertragsplanung Eingang finden; das angestrebte Vorratsniveau (also der Zielvorrat) sollte dabei über Restriktionen gesichert werden.

Für die Anwendung des Konzepts *starker Nachhaltigkeit* im Wald zeigen die Ergebnisse methodische Probleme auf, die an der willkürlichen Festsetzung des Referenzvorrates und der Quantifizierung des Naturkapitals festgemacht werden können.

Abschließend wird festgehalten, dass die Kontinuität und ein periodisches Gleichmaß der Holznutzung für risikomeidende Waldbesitzer optimal sind: Sie stabilisieren nicht nur die Einkommen der Eigentümer, sondern auch die Finanzierungsmöglichkeiten für Investitionen und die Beziehung zu den Holzabnehmern.

**ABSTRACT**

A quite popular rule for the management of forest resources among foresters and the broad public states: “Not harvesting more than growth”. While initially focused on timber production, this idea of maintaining a continuous, everlasting resource was soon strengthened by the aspect of providing an even flow for human community stability.

Today an even flow of timber is largely irrelevant for community stability in most countries, but timber production is still the main source of income for forest enterprises. Since the middle of the last century, sustained even-flow timber yield has been part of the discussion: Cycles of the timber market, biotic and abiotic disturbances followed by salvage loggings, and the need for discounting in forestry are commonly used arguments for more flexible harvest schedules. However, up to now, we lack an empirical test of the optimality of continuous and even-flow harvests at the forest enterprise level that includes both efficiency demands and risks. This study analysed the question of whether continuous and even harvests are financially favourable. Therefore, methods of operations research were applied. Prior to describing the results of this analysis, the historical formation of the concept of “sustainable forestry” will be reviewed and discussed, and the relevance of efficiency and risk aspects to forest management planning will be analysed.

This dissertation is publication-based. Parts of the research results presented in this synthesis have been discussed previously in two peer-reviewed scientific articles and one manuscript. The accepted articles focus on the two main parts of the research, the delineation of terms concerning “sustainable forestry” and the economic analysis. The manuscript addresses advancements for practical forest management planning research and practice in German spoken Europe. The purpose of the synthesis is to provide a complete overview, which includes all relevant information and a structured overview of the research with both a qualitative and a quantitative component.

The synthesis starts with a delineation of terms concerning “sustainable forestry” and their connection to the principle of “sustainable development”. A qualitative account outlines the results of a review of the treatment of these concepts in both English and German forestry literature.

Both concepts - “sustainable forestry” and “sustainable development” - focus on resource use over time to promote both intra- and intergenerational fairness. Before the UNCED world summit in Rio de Janeiro in 1992, they coexisted independently. But since that time, “sustainable forestry” has often been seen as the application of “sustainable development” to forests; current definitions of “sustainable forestry”, such as “sustainable forest management” have been significantly influenced by the process that followed the Rio world summit. *Multifunctionality* and *participation* have been identified as useful criteria to distinguish among the different terms, which are all related and summarized under “sustainable forestry”. Both criteria describe discourses which have increased in importance within forestry and forestry science. Multifunctionality can be thought of in this context as consideration of the number of ecosystem services forests provide, their conflicting uses and their relative importance. The participation of all stakeholders is a necessary condition for this consideration, if one follows the idea of “sustainable development”. Given this background, a case-by-case definition of terms related to “sustainable forestry” is recommended. Furthermore, “sustainable forestry” should be viewed as an attempt to best manage conflicts among the allocation of scarce resources. Thus, on the one hand “sustainable forestry” can be seen as a kind of mission statement for foresters and forest managers, on the other it is, by necessity, defined by outside influences, as it requires the solution of conflicts among the various demands on forest that come from the broad public. A quantification of the consequences from different management alternatives will be helpful for finding this compromise. Solutions need to integrate risk, while still being efficient. Approaches, which fulfill these demands, are focussed in the economic part.

In the economic part, research will be described in which the following hypothesis was tested: ***The consideration of risks within the objective function supports more even harvesting volumes and net revenues than strategies that purely maximize net present value.***

The problem of allocating treatments to forest stands and making decisions about the points in time at which these treatments can be most optimally applied is the core of forest management planning. Methods from operations research were applied to solve this problem in a financially optimal way for forest owners with different risk attitudes. Rather than account for risk by including a risk premium on the interest rate – a quite

popular way to consider risk – hazard rates for trees and the standard deviation of net present value were computed to represent risk. The last analysis also included the stochasticity of timber price fluctuations and hazard rates. The standard deviations of the net present values of all stands were computed periodically. Covariance of the results among the different periods was calculated to compute the standard deviation of the net present value, which was included in the objective function for risk-averse decision makers.

The *certainty equivalent* and the *value-at-risk of the net present value* were applied as objective functions for risk-averse decision makers, while *net present value* – the most popular method for capital budgeting, assuming that decision makers are risk-neutral – was used to contrast these two. All three objective functions were maximized.

The optimization problem was constrained based on stand area, but in order to test the effect of risk modelling within the objective functions on an even flow of harvest volume or net revenue, constraints on both of them were not applied. This is a new approach, as financial scarcity and consideration of risks have not been addressed by critics of *sustained-yield-policy*, yet.

This analysis was based on data from two real forest enterprises in Bavaria, with 83 and 10.800 hectare of forest land, respectively. Both enterprises are dominated by Norway spruce (*Picea abies* [L.]). A third, virtual forest enterprise with an even distribution of forest area per age class was built based on the data from the smaller of the two enterprises. In order to insure compatibility with the growth simulations carried out using SILVA, the temporal resolution for harvest scheduling was set at 5 years. The planning horizon was 30 years. Interest rates were set at 1.5% and 2.0%.

The results of this study demonstrate that the consideration of opportunity costs and risks within *non-linear programming* approaches leads to an even flow of harvests and net revenues by trend. Average harvests and net revenues decreased with increasing risk aversion of decision makers. In comparison, the decrease in the standard deviation of harvests and net revenues was even stronger. Thus, coefficients of variation can be reduced substantially along a gradient from net present value maximization to the maximization of the certainty equivalent and finally, with value-at-risk maximization. The harvest schedules which resulted from the optimization approaches were compared to equal distributions of harvests over time using a Chi-squared test. Harvests from

optimization runs for risk-averse decision makers showed no significant difference from an equal distribution of harvests over time.

The hypothesis was thus confirmed, as **a financially optimized harvest schedule for risk-averse decision makers results in an even flow of harvests and net revenues on a periodic basis.** This effect is due to the use of a temporally diversified harvest strategy. It has increased with higher interest rate, when a range of interest rates common for German forestry were applied. Similarly, the maximization of the value-at-risk of the net present value has always accounted for the strongest reduction in the coefficients of variation for harvests and net revenues.

Conversely, financially optimized harvest schedules led to unbalanced harvests when applied to risk-neutral decision makers. Thus, the *risk attitude* of forest owners is a crucial factor in the structure and level of harvests and net revenues.

The *age-class structure* of the case study enterprises was of little importance compared to the effects of risk modelling within the objective functions. However, a balanced age-class structure reduced the differences between the objective functions, as it resulted in a balanced and continuous harvest schedule.

Continuous and balanced harvests can be seen as strategy for coping with *future uncertainty*. Both were promoted by application of objective functions for risk-averse decision makers and – at least partially – eliminated the need for subjective restrictions, e.g. harvest volume constraints. In contrast to risk integration based on an inflated interest rate, the approach used in this analysis combines accounting for risk and requirements for continuity. While continuous and balanced harvests might appear to be merely a static harvest strategy, in fact they provide an efficient hedge against risks!

Non-linear optimization approaches will not likely be part of *practical forest management planning* in mid-Europe in the mid-term, as the program structure is complex, data needs are huge and knowledge about methods of operations research is limited among forest personnel, at least in Germany. Therefore the advantages of non-linear programming approaches need to be realized using interim solutions: First, the hedge against risks could be accomplished through the use of harvest constraints, which are still an appropriate tool for promoting balanced harvests. Second, opportunity costs could be reduced by the implementation of linear optimization approaches, while heavy reductions in growing stock could be avoided by the use of growing stock constraints.

Concerning an application of the concept of *strong sustainability* to forestry, the results discussed here reveal methodological problems, namely, how to define the appropriate "reference growing stock" level under all sorts of possible silvicultural treatments which still guarantees that no reduction will occur in the vast number of components that sum to the aggregate unit of so-called "natural capital".

Finally, one can conclude that periodic even flow and continuity of harvests is financially optimal for risk-averse forest owners, as income, financing of investments and the relationship between the forest owner and the timber industry will be stabilized.



## SYNTHESE

### 1. Einleitung

Die Suche nach einer dauerhaft tragfähigen, nicht auf Raubbau angelegten Bewirtschaftung der Wälder führte zur Prägung des forstlichen Nachhaltigkeitsbegriffes. Die Kunst werde sein, so schrieb Hans Carl von Carlowitz in seiner im Jahr 1713 veröffentlichten Schrift „Silvicultura oeconomica“, „Conservation und Anbau des Holzes [so] anzustellen / daß es eine continuirliche beständige und nachhaltige Nutzung gebe“ (S. 105, ebda.). Mit der Wiederbestockung der abgenutzten Waldflächen stand die Kontinuität der Holzversorgung im Vordergrund. Durch die „Gleichheit zwischen dem An- und Zuwachs / und zwischen dem Abtrieb derer Hölzer“ (S. 87, ebda.) sollte nur soviel Holz geerntet werden wie nachwächst. Aufgrund der großen Bedeutung von Holz für die frühen holzbasierten Industrien und Handwerke in den merkantilistischen Staatssystemen im Europa des 18. und 19. Jahrhunderts (Scott, 1998; Radkau, 2007), wurde die Anforderung an eine kontinuierliche Holznutzung bald um das Gleichmaß der Holznutzung ergänzt (z.B. Hartig [1795] sowie Hundeshagen [1826]).

Innerhalb der Forstwissenschaft wurde die Ausrichtung auf kontinuierliche und gleichmäßige Nutzungen in den 1960er und 1970er Jahren in Nordamerika kritisch diskutiert: Diese *Sustained-Yield-Policy* hätte bisher weder gleichbleibende Nutzungen noch eine Stabilisierung für die Orte und Siedlungen mit holzabhängigen Industrien erbracht (Wetton, 1977), geschweige denn zu einer Erhaltung von Habitatstrukturen beigetragen (Gale und Cordray, 1991). Ein solches Nutzungsregime sei nur für die geschlossenen, merkantilistischen und holzbasierten Staaten der frühen europäischen Neuzeit sinnvoll gewesen, nicht aber für solche Staaten, die aufgrund von regen Handelsbeziehungen und der Nutzung von Erdöl, Kohle und Erdgas weder an Holzknappheit litten noch vom Holz abhängig waren (Kimmins, 1974; Lee, 1990; Johnson, 2007). Die Holznutzung solle sich daher eher an der Nachfrage ausrichten, die ja – selbst unter Ausschluss von technischen Innovationen – auch nicht gleichbleibend verlaufe (Zivnuska, 1949; Brabänder, 1991; Ferguson, 1996).

Die Diskussion der Sinnhaftigkeit kontinuierlicher und gleichmäßiger Holznutzungen und deren Definition dauerte in Nordamerika bis in die 1990er Jahre (Lee, 1990; Johnson, 2007). Trotz der wissenschaftlichen Kritik ist die Kontinuität und das Gleichmaß des Holzeinschlags bis heute weltweit ein wesentliches Charakteristikum und Ziel nachhaltiger Waldbewirtschaftung (FAO, 2009; Mathey *et al.*, 2009; Franklin und Johnson, 2012), wengleich die Holzbereitstellung nun stärker im Zusammenspiel mit anderen Waldfunktionen – also als ein Kriterium unter anderen – gesehen wird.

Interessant ist, dass die meisten Betrachtungen über kontinuierliche und gleichmäßige Holznutzungen eine makroökonomische Perspektive einnehmen. Dem Autor sind hingegen nur zwei Studien bekannt, die Auswirkungen gleichmäßiger und kontinuierlicher Holznutzungen auf der Forstbetriebsebene diskutieren: Gould (1960) verglich auf Basis einer 50-jährigen Datenreihe des ‚Harvard Forest‘ in Massachusetts verschiedene Managementstrategien anhand von Deckungsbeiträgen und Betriebswert und fand keinen Hinweis auf eine Stabilisierung der Deckungsbeiträge oder eine Zunahme des Betriebswertes aufgrund gleichbleibender Holznutzungen. Hyytiäinen und Tahvonen (2003) untersuchten Auswirkungen verschiedener Managementstrategien auf den Bodenertragswert. Das Ziel einer dauerhaften Maximierung der Zuwächse (*Maximum Sustained Yield*) führte für einen finnischen Beispielbetrieb bei einem Kalkulationszinssatz von 4% zu einem um 30% reduzierten Bodenertragswert.

Im deutschsprachigen Raum ist die praktische Ertragsplanung, in der die zeitliche und räumliche Planung der Holznutzungen organisiert wird, natural ausgerichtet. Deshalb verwundert es nicht, dass die Kritik an kontinuierlichen und gleichmäßigen Holznutzungen keine Beachtung gefunden hat. Ergebnisse der forstwissenschaftlichen Forschung zur Ausnutzung von Optimierungspotenzialen<sup>1</sup> durch eine Flexibilisierung von Einschlagsplänen oder der Auswirkung stochastischer Holzpreise auf den optimalen Einschlagszeitpunkt (z.B. Brazee und Mendelsohn [1988], Gong [1994] sowie Tahvonen und Kallio [2006]) haben im deutschsprachigen Raum ebenfalls keine breite Praxisverbreitung erlangt. Dabei könnten alternativ Methoden der Investitionsrechnung zur Entscheidungsunterstützung bei der Ertragsplanung genutzt werden, wie sie vor allem in skandinavischen und nordamerikanischen Ländern sowie bei der Plantagenforstwirtschaft angewendet werden (z.B. Cabbage *et al.*, 2007). Die am

---

<sup>1</sup> Wobei dies nicht unbedingt eine Optimierung im ökonomischen Sinne sein muss (z.B. Möhring, 1994).

weitesten verbreitete Methode ist die Maximierung des Barwertes aller zukünftigen Deckungsbeiträge (*Net Present Value Maximization*); sie kann auf der Forstbetriebsebene mit Hilfe der linearen Programmierung gut umgesetzt werden (Davis *et al.*, 2001; Rideout und Hesseln, 2001; Buongiorno und Gilless, 2003; Bettinger *et al.*, 2009; Knoke *et al.*, 2012; Wagner, 2012). Die Maximierung des finanziellen Ertragswertes eines Forstbetriebs kann aber zu Lasten des Gleichmaßes und der Kontinuität der Holznutzungen und Deckungsbeiträge gehen. Dieser Effekt wird verstärkt, wenn Risiken über die Wahl eines höheren Zinssatzes – also eines Zinssatzes mit Risikoaufschlag – Berücksichtigung finden (McQuillan, 1986; Bergen *et al.*, 2002). Die Risikoberücksichtigung ist bei diesem international favorisierten Investitions- und Optimierungskalkül bislang keineswegs zufriedenstellend gelöst (Bettinger *et al.*, 2013; Härtl *et al.*, 2013).

Die vorliegende Arbeit greift diese Lücke auf: Zum einen soll eine methodisch umfassendere Integration von Risiken in ein betriebliches Optimierungskalkül erfolgen. Zum anderen soll die Risikoneigung der Entscheidungsträger berücksichtigt werden. Abiotische und biotische Risiken der Waldbäume (z.B. Windwurf, -bruch, Schneebruch, Insektenkalamitäten) und Holzpreisschwankungen werden über die Zielfunktion berücksichtigt. Inhaltlich wird im Rahmen dieser Dissertation die eingangs gestellte Frage aufgegriffen, ob kontinuierliche und gleichmäßige Holznutzungen aus betrieblicher Sicht vorteilhaft sein können.

Beide Aspekte drehen sich um das Thema, das Gadow (1990) als wesentliche Frage der Forstbetriebsplanung<sup>2</sup> ansieht: Wie kann Nachhaltigkeit bei einer optimalen Erfüllung der Betriebsziele gesichert werden? Die vorliegende Arbeit beschränkt sich dabei auf folgenden Aspekt: Lässt sich eine finanzielle Optimierung auf der Forstbetriebsebene mit dem Streben nach Kontinuität und Gleichmaß vereinbaren?

Die Ausgangshypothese, die im Rahmen der Dissertation geprüft werden soll, lautet daher: ***Die Integration von Risiken über die Zielfunktion begünstigt kontinuierliche und gleichmäßige Holznutzungen und Deckungsbeiträge und unterscheidet sich in diesen von einer reinen Maximierung der Barwertsumme.***

---

<sup>2</sup> Der Begriff *Forstbetriebsplanung* wird synonym zum klassischen Begriff der *Forsteinrichtung* verwendet. Mit der Verwendung des allgemeinverständlicheren Begriffes folgt der Autor Knoke *et al.* (2012).

Die Untersuchung wurde als publikationsbasierte Dissertation angefertigt. Sie setzt sich aus zwei Artikeln, die von Journalen mit Begutachtungssystem akzeptiert wurden, einem eingereichten Manuskript und einer Synthese zusammen. Letztere wurde so gestaltet, dass sie ohne Brüche für sich allein stehend lesbar ist. Sie ist in die Kapitel „Einleitung“, „Stand des Wissens und Forschungsansatz“, „Methoden und Material“, „Ergebnisse“, „Diskussion“ und „Ausblick“ gegliedert.

Im Kenntnisstand-Kapitel wird die aktuelle Verwendung der Begriffe einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung mit besonderem Augenmerk auf Bedeutung und Sichtweise des Gleichmaßes und der Kontinuität der Bewirtschaftung reflektiert. Anschließend folgt der Stand des Wissens zur Ertragsplanung und zur Berücksichtigung von Risiken in der Forstwirtschaft. Der Forschungsbedarf wird am Ende jedes Themenblocks beschrieben; die formulierten Forschungsfragen geben die Gliederung für die nachfolgenden Kapitel vor.

Der Methoden- und Materialteil beginnt mit einer Beschreibung der Inhaltsanalyse und der Datenquellen. Es folgen zwei Unterkapitel, in denen die Testbetriebe, der betriebliche Optimierungsansatz, die Koeffizienten und deren Varianten erläutert werden.

Im sich daran anschließenden Ergebnis-Kapitel werden die Begriffe zur forstlichen Nachhaltigkeit anhand der Begriffe von „Multifunktionalität“ und „Partizipation“ strukturiert. Die Auswirkungen der verschiedenen Zielsetzungen und Rahmenbedingungen auf die Ertragsplanung werden mit Hilfe von Simulationsstudien auf der Ebene von Forstbetrieben dargestellt.

Das Diskussions-Kapitel greift die Ergebnisse der Begriffsklärung und der betriebswirtschaftlichen Untersuchung auf. Eigene Ergebnisse werden vor dem Hintergrund anderer Forschungsarbeiten diskutiert. Ein zweites Unterkapitel erörtert die Eignung der Methode für die forstliche Ertragsplanung, gefolgt von einer Einschätzung des Nutzens für Forstpraxis und Politikberatung. Ein Ausblick rundet die Ausführungen ab.

Alle Untersuchungsfragen der Dissertation werden in wissenschaftlichen Aufsätzen des Autors thematisiert. Bei den eingebrachten zwei begutachteten Artikeln und dem eingereichten Manuskript handelt es sich um:

- Publikation A      Hahn, W. A., Knoke, T. (2010):  
**Sustainable development and sustainable forestry:  
Analogies, differences, and the role of flexibility**  
*European Journal of Forest Research*, 129: 787-801.
- Publikation B      Hahn, W. A., Härtl, F., Irland, L. C., Kohler, C., Moshhammer, R.,  
Knoke, T. (2014):  
**Financially optimized management planning under risk  
aversion results in even-flow sustained timber yield**  
*Forest Policy and Economics*, 42: 30-41.
- Publikation C      Hahn, W. A., Knoke, T. (eingereicht):  
**Perspektiven für die Forstbetriebsplanung:  
Ihre Chancen als wissenschaftliches Fachgebiet zwischen  
betrieblicher Effizienz, gesellschaftlichen Ansprüchen und  
dem Umgang mit Unsicherheit**  
*Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, Manuskriptnummer 895



## **2. Stand des Wissens und Forschungsansatz**

Für die Überprüfung der eingangs gestellten Hypothese wird die Arbeit in einen begriffsklärenden und einen betriebswirtschaftlichen Teil gegliedert. Zunächst wird der Stand des Wissens zur Bildung des Begriffs „forstliche Nachhaltigkeit“ zusammengefasst (Kapitel 2.1). Anschließend wird der Kenntnisstand zur Ertragsplanung in Forstbetrieben wiedergegeben (Kapitel 2.2); Teile des Textes wurden in Hahn und Knoke (eingereicht [Publikation C]) übernommen. Abschließend werden in jedem Unterkapitel Forschungsfragen gestellt, die zum Test der eingangs gestellten Hypothese beitragen sollen.

### **2.1 *Forstliche Nachhaltigkeit***

#### **2.1.1 Begriffliche Relevanz und Vieldeutigkeit**

Nachhaltigkeit ist ein Begriff, welcher inflationär und sehr unterschiedlich verwendet wird. Im spezifisch forstlichen wie auch im gesellschaftlichen Bereich gibt es eine wahre „Definitions-Flut“. Die Verwendung als Adjektiv, Attribut oder Substantiv findet sich in allen Bereichen der Zivilgesellschaft. Nachhaltigkeit wird in jedem Kontext gebraucht; die Begriffsverwendung ist offen und unbestimmt. Nachhaltigkeit kann alles und nichts bedeuten (Davis *et al.*, 2001; Steurer, 2001; Weber-Blaschke *et al.*, 2005). Im Einklang mit vielen anderen stellt Hamberger (2010) daher fest, dass der Begriff zu einem „Gummibegriff“, zu einer „positiven Projektionsfläche für alle Wünsche und Hoffnungen“ geworden sei, ohne mit konkreten Inhalten gefüllt zu sein. Selbst im Bereich der Forstwirtschaft sehen manche Autoren die Gefahr, dass der Begriff abgenutzt wird (Kehr, 1993) und zur „konsensstiftenden Leerformel“ verkommt (Schanz, 1994; Suda und Zormaier, 2002). Zustimmung zur forstlichen Nachhaltigkeit sei selten eine Frage, die konkrete Ausgestaltung hingegen schon (Irland, 2010).

Trotzdem ist Nachhaltigkeit für die Forstwirtschaft nach wie vor von großer Bedeutung. In Mitteleuropa wurde sie bisher als „Glaubensbekenntnis der Forstwirtschaft“ (Heske, 1931), „Grundgesetz des forstlichen Betriebs“ (Baader, 1945), „Seele der Forstwirtschaft“ (Kotschwar, 1949) und „übergeordnetes Prinzip“ (Zürcher, 1965) bezeichnet. Peters (1984) stellte aufgrund einer umfangreichen Recherche heraus, dass der Begriff der Nachhaltigkeit häufig als Idee, Prinzip oder Grundsatz bezeichnet wird.

Schanz (1994) bestätigte mit einer Befragung von Forstamts- und Revierleitern in Deutschland, dass es sich um einen zentralen Begriff der mitteleuropäischen Forstwirtschaft handelt, der die Zustimmung von 92% der befragten Forstleute erhielt. Da es aber keine allgemein akzeptierte Definition der forstlichen Nachhaltigkeit gibt, resümierte er, dass Nachhaltigkeit deutlich stärker auf der emotionalen als auf der praktischen Ebene wirke. Die Sprachgeschichte stützt diese Annahme, da der Begriff der Nachhaltigkeit seit der Aufklärung überwiegend substantivisch genutzt wird (Zürcher, 1965; Hamberger, 2009). Dadurch geht – im Gegensatz zum adjektivischen Gebrauch – die Konkretisierung auf das verloren, was pfleglich und dauerhaft erbracht werden soll (Friedmann und Guldin, 2002; Hahn, 2008). Während es anfänglich um eine „...continuierliche beständige und nachhaltige Nutzung...“ ging (Carlowitz, 1713, S. 105), wurden peu à peu weitere Bedingungen mit der forstlichen Nachhaltigkeit verknüpft: Vorratsnachhaltigkeit, in den 1930er Jahren Wertnachhaltigkeit (Kurt, 1983; Ripken, 1997) und zunehmend ökologische Kriterien (Schumacher, 1996). Der Bedeutungsumfang wurde erweitert und – weil in allen Fällen von Nachhaltigkeit geredet wird – unbestimmt (Volz, 2006). Zu Teilen wird sogar vollständig auf eine inhaltliche Konkretisierung verzichtet und die Auseinandersetzung mit Themen der Generationengerechtigkeit und dem Schutz der Lebensgrundlagen in den Vordergrund gestellt („Aushandlungsprozess“ bei Suda und Zormaier [2002]; „regulative Idee“ in Umweltbundesamt [2002]). Hinzu kommen begriffliche Überschneidungen mit dem Leitbild einer „nachhaltigen Entwicklung“ (WCED, 1987; UN, 1999), das wie die „forstliche Nachhaltigkeit“ ebenfalls häufig auf den Begriff der „Nachhaltigkeit“ verkürzt und in dieser substantivischen Form verwendet wird.

### **2.1.2 Forschungsbedarf**

Vor diesem Hintergrund ist die aktuelle Situation höchst eigenartig: Nachhaltigkeit ist zwar ein zentraler Begriff für eine geregelte Forstwirtschaft, wird jedoch sehr unterschiedlich definiert. Definitionen forstlicher Nachhaltigkeit müssen aber, um der Beliebigkeit vorzubeugen, operabel bleiben. Eben dies wird durch eine zunehmend unbestimmte Begriffsverwendung erschwert, und letztere folgt nahezu zwangsläufig aus dem größeren Kreis der beteiligten Akteure. So oder so: Ohne Operationalität kann forstliche Nachhaltigkeit auf der Managementebene keine oder kaum Wirkung entfalten.

Verprobung des Hiebssatzes erfolgt nur anhand des laufenden Zuwachses (Staatsbetrieb Sachsenforst, 2010). Betriebliche Belange wie das Gleichmaß von Nutzungen zur ausgewogenen Auslastung der vorhandenen Kapazitäten bzw. aus steuerlichen oder sozialen Gründen spielen dabei ebenso wenig eine Rolle wie die Kontinuität in der Betriebsstruktur (beispielsweise über ein ausgewogenes Altersklassenverhältnis). Diese Aspekte können jedoch über betriebliche Hiebssatzweiser Berücksichtigung finden, die – wie z.B. der *ertragsgeschichtliche Zuwachs* – induktiv-empirisch oder über gedankliche Modelle wie den *Normalwald*- (Hundeshagen, 1826; Kurth spricht bezugnehmend auf Judeich [1871] vom *Idealwald*) oder den *Zielwald* (Kurth, 1994) deduktiv abgeleitet werden. Das *Nutzungsprozentverfahren* nach Paulsen und Hundeshagen und die *Gehrhardtsche Formel* sind beispielsweise gängige kalkulatorische Hiebssatzweiser (Speidel, 1972; Kurth, 1994), die auf dem Normalwaldmodell fußen.

Vorgehen	Einzelbestand	Forstbetrieb (alle Bestände simultan)		
	induktiv	deduktiv		induktiv
<b>Unternehmensforschung</b>	Dynamische Programmierung	Lineare Programmierung	Nicht-lineare Programmierung, Portfolio-Theorie	
<b>Klassische forstliche Ertragsplanung</b>	Bestandeswirtschaft	Altersklassenverfahren, Stärkeklassenverfahren, Nutzungsverhältnisverfahren, Normalvorratsverfahren, Zuwachsverfahren		Ertragsgeschichtlicher Zuwachs
		Flächenfachwerk (Cotta)	Massenfachwerk (Hartig)	

Abbildung 1: Verfahren der Forstbetriebsplanung im Überblick. Die rot hinterlegten Verfahren werden in der forstlichen Praxis in Deutschland angewendet. Die blaue Markierung zeigt die methodische Erweiterung im Rahmen der Dissertation an. Abbildung verändert nach Knoke *et al.* (2012).

In der Mehrzahl der Bundesländer werden betriebliche Belange bei der Planung im öffentlichen Wald berücksichtigt, indem verschiedene induktiv und deduktiv hergeleitete Flächen- oder Massenweiser Verwendung finden. Die Einzelplanung wird bei der Festsetzung des Hiebssatzes aber zumeist stärker gewichtet (MELR, 2000;

Die vorliegende Dissertation will einen Beitrag zur Operationalität des forstlichen Nachhaltigkeitsbegriffs leisten. Der Begriff soll durch die Abgrenzung zu ähnlichen und verwandten Begriffen in seiner Bedeutung geschärft werden. Dazu werden die folgenden Forschungsfragen behandelt:

***Kann man im forstlichen Bereich zwischen verschiedenen Begriffsverständnissen zur Nachhaltigkeit unterscheiden?***

***In welcher Beziehung stehen die Leitbilder der „forstlichen Nachhaltigkeit“ und der nachhaltigen Entwicklung“?***

## **2.2 Ertragsplanung in Forstbetrieben**

### **2.2.1 Klassische Ertragsplanung**

Die *Ertragsplanung* in Forstbetrieben befasst sich mit der mittelfristigen Planung der Holzeinschläge. Sie bildet damit die Grundlage für die Finanzplanung der Forstbetriebe und die Erzielung von Betriebseinkommen für den bzw. die Eigentümer. Dabei wird üblicherweise ein Zeitraum von 10 bis zu 20 Jahren betrachtet. Die *Produktionsplanung* umfasst hingegen die Investitionsperspektive und hebt v.a. auf die Planung waldbaulicher Maßnahmen auf Betriebsebene ab, z.B. auf den Entwurf der langfristig angestrebten Baumartenzusammensetzung des Forstbetriebes. Beide zusammen bilden die Teildisziplin der Forstbetriebsplanung (Knoke *et al.*, 2012).

Die Ertragsplanung zielt mit anderen Worten auf die Festsetzung eines nachhaltigen Hiebssatzes für einen Forstbetrieb. In der forstlichen Praxis bilden die aufsummierten Holzmengen der waldbaulichen Einzelplanungen im Vorgehen nahezu aller deutschen Bundesländer die Basis für die Hiebssatzherleitung. Dabei wird im Prinzip jeder einzelne Waldbestand beplant; mitunter werden auch ähnliche Bestände bzw. Bestände mit ähnlichen Maßnahmen zu Straten zusammengefasst. Dieses Vorgehen wird als Einzelplanung bezeichnet und geht auf die Idee der *Bestandeswirtschaft* nach Judeich (1871) zurück (Abbildung 1). Darin kommen die waldbaulichen Notwendigkeiten der Waldbestände eines Forstbetriebs zum Ausdruck.

Die Planung für einen Forstbetrieb kann sich in der reinen Aufsummierung der Bestandesplanungen erschöpfen. So ergibt sich der Hiebssatz z.B. im öffentlichen Wald in Sachsen aus der Aufsummierung der waldbaulichen Einzelplanungen; eine

Hessen-Forst, 2004; Thüringen Forst, 2010). In manchen Bundesländern obliegt die Gewichtung betrieblicher und auf den Einzelbestand gerichteten Weiser auch vollständig der Einschätzung des Forsteinrichters (Landesforstbetrieb Sachsen-Anhalt, 2007; BaySF, 2011).

Die aktuell in der praktischen Forstbetriebsplanung genutzten Methoden sind in Abbildung 1 rot hinterlegt. Die klassischen Fachwerksverfahren der Forstbetriebsplanung sind noch älter als das beschriebene Altersklassenverfahren und gehören ebenfalls zu diesem deduktiven Modellpool. Sie haben in der praktischen Forstbetriebsplanung jedoch keine große Bedeutung mehr, weil sie kaum waldbauliche Spielräume offen lassen (Kurth, 1994); diese Eigenschaft macht solche Verfahren auf Grund der Dominanz rein waldbaulicher Überlegungen im Rahmen der Forstbetriebsplanung wenig attraktiv für die Planer.

Effizienzgesichtspunkte und finanzielle Restriktionen wurden im Rahmen der Ertragsplanung noch nicht systematisch adressiert, wenngleich sich mitteleuropäische Forstbetriebe bei Inventurfragestellungen (z.B. Spellmann [1987] sowie Spellmann *et al.* [1999]) oder der Ausübung des operativen Geschäfts intensiv mit Effizienzfragen beschäftigten (z.B. Speidel und Steinlin [1968] sowie Löffler [1994]). Auch wenn Wirtschaftlichkeitsüberlegungen verstärkt durchgeführt werden, so wird eine effiziente Mittelverwendung den Sachzielen untergeordnet (z.B. bei Merker [1997]); bei der Definition der Sachziele wird sie bisher kaum berücksichtigt. Diese Situation steht im Widerspruch zu der Notwendigkeit zwischen verschiedenen Betriebszielen abzuwägen, wie sie beispielsweise bei einer angespannten finanziellen Situation der öffentlichen Forstbetriebe, mit der ja immer wieder neue Personaleinsparungen gerechtfertigt werden, und einer zunehmenden Äußerung von Partikularinteressen verschiedener gesellschaftlicher Anspruchsgruppen vorkommen. Entsprechend widmeten sich zwischenzeitlich einige Studien der Sicherung von Effizienz- und Unsicherheitsaspekten bei der Ertrags- und Produktionsplanung, wie im folgenden Unterkapitel aufgezeigt wird. Mit Hilfe systematischer und transparenter Planungsmodelle könnten Interessen besser ausgeglichen und die gesetzten Ziele effizienter umgesetzt werden.

### 2.2.2 Entscheidungsunterstützungssysteme für die Ertragsplanung

Mit Hilfe von Entscheidungsunterstützungssystemen<sup>3</sup> können die zuvor genannten Defizite eventuell aufgelöst werden. Mendoza (2005) unterscheidet prinzipiell deskriptiv gehaltene, qualitative Verfahren und mathematisch basierte, stark strukturierte Verfahren zur Unterstützung von Entscheidungsprozessen, die überwiegend dem Bereich der Unternehmensforschung (*Operations Research*) entstammen (Abbildung 2).

Seit dem Bericht der Brundtland-Kommission (WCED, 1987) und den Folgeprozessen aufgrund des Umweltgipfels von Rio de Janeiro (UN, 1999) kann forstliche Nachhaltigkeit nicht allein durch forstliche Expertise, sondern nur unter Beteiligung aller betroffenen Anspruchsgruppen befördert werden (Sheppard und Meitner, 2005; Hahn und Knoke, 2010). Daher haben stark qualitativ und/oder deskriptiv geprägte Planungsverfahren (vgl. Abbildung 2) in den letzten Jahren große Aufmerksamkeit genossen. Mit Hilfe dieser Verfahren hoffte man, der Vielzahl von Entscheidungsträgern und Zielsetzungen gerecht zu werden (beispielsweise Mendoza [2005] und Kangas *et al.*[2008]).Mendoza,ÈKangasetal.,È

Multi-kriterielle Ansätze (*Multi Criteria Decision Analysis, MCDA*) eignen sich besonders zur Verdichtung von Ergebnissen aus Beteiligungsverfahren, beispielsweise zur Auswahl von Kriterien und Indikatoren für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung. Diese können auf qualitativen, wie auch auf quantitativen Elementen in unterschiedlicher Gewichtung aufbauen. Die folgenden Studien geben einen Überblick über die im Forstbereich verwendeten Verfahren und Anwendungen (Kangas und Kangas, 2005; Sheppard und Meitner, 2005; Mendoza und Martins, 2006; Mendoza und Prabhu, 2006; Diaz-Balteiro und Romero, 2008; Menzel *et al.*, 2012).

In der vorliegenden Arbeit kommen eher qualitativ ausgerichtete MCDA-Verfahren und Methoden nicht zur Anwendung, da weniger die Zielfindung als die konkreten

---

<sup>3</sup> Am häufigsten ist von Management- oder Planungsunterstützung die Rede. Da die Planung eine klassische Funktion des Managements ist (Fayol, 1929; Schreyögg und Koch, 2010), sind Planungsunterstützungssysteme auf diese *eine* Managementfunktion begrenzt. Managementunterstützungssysteme leisten hingegen umfassendere Hilfestellung bei der Betriebsführung und beziehen *alle* Managementfunktionen ein. Da jedoch in allen Managementfunktionen Entscheidungen getroffen werden, wird auch von Entscheidungsunterstützungssystemen gesprochen. Diese Arbeit verwendet den Begriff „Entscheidungsunterstützung“ und akzentuiert so die Entscheidungsorientierung (vgl. Knoke *et al.* [2012, S. 13] zur Abgrenzung von Planung und Entscheidung).

Auswirkungen des Ziels einer erwerbsorientierten Bewirtschaftung im Mittelpunkt stehen. Neben den Methoden der klassischen Ertragsplanung (Kapitel 2.2.1) wird für die Planung der Holznutzungen eine Vielzahl quantitativer Verfahren angewendet (Abbildung 2). Aus dem Modellpool dieser quantitativ strukturierten Entscheidungsunterstützungssysteme finden nach Boyland *et al.* (2006) im Forstbereich am häufigsten Heuristiken, sowie die lineare und die ganzzahlige Programmierung Verwendung.

<b>Verfahren zur Entscheidungsunterstützung</b>	qualitativ, deskriptiv			Bsp. Identifikation von Wirkungsketten ( <i>system dynamics, SD</i> )	
	<b>quantitativ, strukturiert</b>		Heuristiken	Bsp. Monte- Carlo Simulation, simulierte Abkühlung, Tabu Suche ( <i>Monte-Carlo simulation, simulated annealing, tabu search</i> )	
		aus der Unternehmensforschung ( <i>operations research, OR</i> )	auf Algorithmen basierende <b>Optimierungsverfahren</b>	Waldbestand	Dynamische Programmierung ( <i>dynamic programming, DP</i> )
				<b>Forstbetrieb</b>	Zielprogrammierung ( <i>goal programming, GP; multi objective linear programming</i> )
					<b>Lineare Programmierung</b> ( <i>linear programming, LP</i> ) Spezialfall: <b>ganzzahlige Programmierung</b> ( <i>integer programming</i> )
<b>Nicht-lineare Programmierung</b> ( <i>non-linear programming, NLP</i> )					

Abbildung 2: Gliederung von Entscheidungsunterstützungssystemen überwiegend aus der Unternehmensforschung für die forstliche Ertragsplanung. Folgt man den fettgedruckten Begriffen durch die Spalten, gelangt man zu den blau hinterlegten Methoden, die im Rahmen der Dissertation angewendet werden. Die Übersicht basiert auf Haderl und Winter (2000), Boyland *et al.* (2005), Mendoza (2005), Kangas *et al.* (2008), Bettinger *et al.* (2009) und Knoke *et al.* (2012).

Bei den quantitativ strukturieren Verfahren werden Heuristiken und auf Algorithmen basierende Optimierungsverfahren unterschieden (Kató, 1977; Haderl und Winter, 2000) (Abbildung 2). Heuristische Verfahren können aufgrund der vielen Wechselwirkungen, Rückkoppelungen und Unsicherheiten im Gegensatz zu den auf Algorithmen basierenden Optimierungsverfahren nur in die Nähe der optimalen Lösung führen. Ihre Vorteile liegen aber in der sehr praktikablen Anwendbarkeit, was sich in kürzeren Lösungszeiten oder der Lösungsmöglichkeit größerer Probleme als bei den mathematischen Optimierungsverfahren niederschlägt (Nelson, 2003; Boyland *et al.*, 2005; Hansen, 2012).

### 2.2.2.1 Lineare Programmierung

Im Rahmen der mathematischen Optimierungsverfahren, die auf der Forstbetriebsebene Anwendung finden, wird die lineare Programmierung<sup>4</sup> weltweit am häufigsten angewandt (Weintraub und Romero, 2006). Sie geht auf Dantzig aus den 1940er Jahren zurück, der zur optimalen Lösung von Zuordnungsproblemen den Simplex-Algorithmus entwickelte. Grundsätzlich können mit der linearen Programmierung alle Probleme gelöst werden, die in ein lineares Gleichungs- oder Ungleichungssystem überführbar sind und die Annahmen von Proportionalität<sup>5</sup>, Additivität<sup>6</sup>, Teilbarkeit<sup>7</sup> und Bestimmtheit<sup>8</sup> erfüllen (Hillier und Lieberman, 2002). Da die Zielerreichung stets mit einer Minimierung der durch die Restriktionen bedingten Opportunitätskosten einhergeht, stellt die lineare Optimierung Effizienz implizit sicher.

Die lineare Programmierung berücksichtigt alle Komponenten eines Entscheidungsproblems. Sie steht damit im Einklang mit der Entscheidungslehre, in der Probleme in die folgenden drei Komponenten des Entscheidungsfeldes zerlegt werden: die möglichen Handlungen (*Aktionenraum*), die Zustände des Umfeldes (*Zustandsraum*) und die *Ergebnisfunktion* (Bamberg und Coenenberg, 2006). Sie dokumentiert die Konsequenzen aus der Kombination von Aktionen- und Zustandsraum<sup>9</sup>.

Der Aktionenraum wird bei der linearen Programmierung durch die Entscheidungsvariablen (veränderbare Zellen) abgebildet. Der Zustandsraum findet dagegen über Koeffizienten Eingang, beispielsweise Daten des Waldwachstums oder Holzpreise und Holzerntekosten. Da die zukünftige Ausprägung der Koeffizienten aber nicht mit Sicherheit prognostiziert werden kann, liegt meist eine Entscheidungssituation unter

---

<sup>4</sup> Der Gebrauch des Wortes „Programmierung“ in den 1940er Jahren entspricht dem heutigen Verständnis von „Planung“ (Hillier und Lieberman, 2002; Bettinger *et al.*, 2009).

<sup>5</sup> Proportionalität fordert, dass das Verhältnis zwischen Ressourcenverbrauch und Effektivität einer Aktivität proportional ist.

<sup>6</sup> Additivität fordert eine lineare Beziehung zwischen mehreren Aktivitäten. Diese dürfen in keiner wechselseitigen Abhängigkeit stehen. Wird mindestens eine der Annahmen von Proportionalität und/oder Additivität nicht erfüllt, findet die nicht-lineare Programmierung Anwendung (Hillier und Lieberman, 2002).

<sup>7</sup> Teilbarkeit bezieht sich auf die Entscheidungsvariablen, die auf ein beliebiges Niveau teilbar sein müssen. Sind nur ganzzahlige Lösungen möglich, muss der Sonderfall der *ganzzahligen Programmierung* angewendet werden (Hillier und Lieberman, 2002).

<sup>8</sup> Bestimmtheit fordert bekannte und konstante Werte für alle Parameter des Modells (Hillier und Lieberman, 2002).

<sup>9</sup> Eisenführ *et al.* (2010) haben die Komponenten als *Handlungsalternativen*, *Umwelteinflüsse* und *Konsequenzen* benannt; inhaltlich ist die Strukturierung von Entscheidungsproblemen identisch.

Risiko<sup>10</sup> vor. Die Entscheidungskonsequenzen werden durch Verknüpfung von veränderbaren Zellen und Koeffizienten beschrieben, die etwa die Höhe der Zielfunktion, sowie andere naturale und finanzielle Ertragsgrößen, bzw. die Größen zum Kapitalstock bestimmen.

Eine weitere Komponente von Entscheidungsproblemen bilden die Ziele und Präferenzen, die Bamberg und Coenenberg (2006) als *Zielsystem* bezeichnen. Das Zielsystem steht dem Entscheidungsfeld gewissermaßen gegenüber. In der linearen Programmierung werden Ziele mathematisch gefasst, als Zielfunktion formuliert und mit Hilfe der Optimierung minimiert oder maximiert. Thommen und Achleitner (2012) sprechen daher von Maximierungs- oder Extremalzielen. Im forstlichen Bereich wird häufig die Barwertsumme als Zielvariable gewählt, also die Summe aller im Betrachtungszeitraum abgezinsten Deckungsbeiträge. Entsprechend sind alle Daten, die zur Bewertung der Handlungsalternativen über der Zeit benötigt werden, finanziell in die Optimierungsrechnung einzubinden<sup>11</sup>. Die Risikoneigung der entscheidenden Person kann bei der nicht-linearen Programmierung in die Zielfunktion integriert werden.

Restriktionen, die auch als Nebenbedingungen bezeichnet werden, definieren die Grenzen des Zustandsraums. Sie dienen damit der Anpassung der Optimierung an den realen Fall. Forstliche Beispiele für objektive Restriktionen sind Flächengrößen, die Nichtnegativität und die Standortscharakteristika. Restriktionen können aber auch Zielcharakter haben und damit subjektiv sein. Sie beschränken – wenn sie binden sind – die Ergebnisfunktion (beispielsweise Deckungsbeiträge, Hiebssatzobergrenzen, Hiebssatzkorridore, Mindestvorräte, Zielvorräte).

Entscheidungsvariablen stellen die vom Entscheidungsträger kontrollierbaren Größen dar. Veränderbare Zellen dienen beim Aufbau einer Optimierungsdatei als Platzhalter für die Entscheidungsvariablen. Beispiele hierfür sind Bestandesflächen oder Flächenanteile, die Maßnahmen und Behandlungszeitpunkten für die Ertragsplanung zugeordnet werden, oder die Anzahl zu nutzender Stämme in einer Durchmesserklasse für ungleichaltrige Wälder. Diese Entscheidungsvariablen müssen für die Anwendung

---

<sup>10</sup> Zum Risikobegriff siehe Kapitel 2.2.3.1.

<sup>11</sup> Die Quantifizierung kann bei der Anwendung im forstlichen Kontext problematisch sein, weil manche Ökosystemdienstleistungen und deren Wechselwirkungen derzeit (noch) nicht quantifiziert sind. Auf das Problem der Quantifizierbarkeit hat schon Kató (1977) hingewiesen.

der linearen Programmierung das Kriterium der Proportionalität und der Teilbarkeit in beliebig kleine Teile erfüllen<sup>12</sup>. Die Methode eignet sich damit für die forsttypischen Zuordnungsprobleme, beispielsweise die Verteilung von (Behandlungs-) Maßnahmen auf Waldorte und Zeitpunkte.

Abbildung 7 (in Kapitel 3.2.3) zeigt ein Beispiel für die Struktur eines solchen forstplanerischen Zuordnungsproblems, bei dem Bestandesflächen ganz oder anteilig auf die Maßnahmen und Zeitpunkte verteilt werden müssen. Diese Strukturierung deckt sich mit den klassischen forstlichen Fachwerksverfahren von Cotta (1804) und Hartig (1795) (vgl. Abbildung 1).

Die lineare Programmierung nimmt eine dominierende Stellung unter den Planungsverfahren in betriebswirtschaftlichen (Hillier und Lieberman, 2002) und forstlichen Lehrbüchern ein (Davis *et al.*, 2001; Buongiorno und Gilless, 2003; Bettinger *et al.*, 2009). Im angloamerikanischen und skandinavischen Raum wird sie in der forstlichen Forschung und Praxis spätestens seit den 1960er Jahren angewendet (Martell, 2007; Weintraub und Romero, 2006). Diese Regionen zeichnen sich im Unterschied zur mitteleuropäischen Forstwirtschaft durch eine stärkere ökonomische Ausrichtung der Forstwirtschaft aus. Erkißson (2006) und Härtl *et al.* (2013) geben einen Überblick über die Breite der Anwendungen. Die Vorteile der linearen Programmierung werden in der Berechnung eines Optimums der Zielvariablen und der Beschreibung des zugehörigen operativen Lösungswegs gesehen (Koepeke, 1999). Zudem können Opportunitätskosten für Abweichungen vom optimalen Zielerfüllungsgrad berechnet werden (Moog und Knoke, 2003; Knoke und Moog, 2005), was sowohl im Rahmen der Zielfindung als auch bei Verhandlungen mit Akteuren, die außerhalb des Forstbetriebs stehen, hilfreich ist.

Im deutschsprachigen Raum wurde die lineare Programmierung in der Betriebswirtschaftslehre bereits zum Ende der 1960er Jahre aufgegriffen (Kató, 1977). Schöpfer und Höfle (1970) haben eine Bibliographie über die Anwendbarkeit und die Vorteile der Methoden des *Operations Research* im Forstbereich mit rund 500 internationalen Titeln verfasst und mit einer positiven Einschätzung beendet. Speidel (1972) und Kató

---

<sup>12</sup> Für die Lösung von Zuordnungsproblemen mit ganzzahligen Entscheidungsvariablen kann die lineare Programmierung modifiziert werden. Im Englischen wird dann von *integer programming* oder *mixed-integer programming* gesprochen.

(1977) haben die Methoden der Unternehmensforschung – und die lineare Programmierung im Besonderen – als für die Forstwirtschaft praktikabel, zielführend und innovativ eingestuft. Speidel (1972) sah den Wert der Methode vor allem in der Erkundung eines grundsätzlichen Entscheidungsrahmens. Jöbstl (1973) versprach sich von Seiten des *Operations Research* ebenfalls neue Impulse für die Forstbetriebsplanung.

Einschränkungen sahen Speidel (1972) und Kató (1977) allerdings in der erforderlichen Datenmenge, die zur Bewertung von Handlungsalternativen notwendig ist und oft nicht zur Verfügung stehe. Zudem seien manche forstliche Phänomene und Zusammenhänge nur schwer quantifizierbar. Weiterhin äußerte Kató (1977) Bedenken bezüglich Größe und Komplexität forstlicher Entscheidungsprobleme angesichts der EDV-technischen Kapazitäten und der Vorbildung des Personals.

Erstaunlicherweise haben die Methoden der Unternehmensforschung in der forstlichen Praxis und Forschung in Mitteleuropa angesichts der positiven Grundeinschätzung erstaunlich wenig Verbreitung gefunden. Die von Kató (1977) und Speidel (1972) angeführten Einschränkungen könnten ihren Anteil an dieser Situation haben. Allerdings haben in Nordamerika und Skandinavien sowie in der Plantagenforstwirtschaft der Tropen und Subtropen die Methoden der Unternehmensforschung Einzug in Wissenschaft und Praxis gehalten, für die der Großteil der oben genannten Einschränkungen ebenso Geltung hatte. Daher könnten Unterschiede der Aus- und Fortbildungsinhalte des Forstpersonals ein Erklärungsansatz für die geringe Verbreitung in Mitteleuropa sein: Rose (1992) führt die geringe Verbreitung von Methoden der Unternehmensforschung in Deutschland auf den geringen Stellenwert solcher Methoden in der Lehre der Hochschulen zurück. Analog hatte Liechtenstein (1995) gefolgert, dass betriebswirtschaftliche Bewertungstechniken in der Ausbildung der Forstakademiker in Österreich bis dato nur geringen Stellenwert hatten. Er hatte unter Betriebsleitern im Großprivatwald geringe Vorkenntnisse festgemacht.

Ein weiterer Aspekt für die unterschiedliche Durchdringung der Forstbranche in Europa und Nordamerika könnte in der geringen vertikalen Integration der Branche in Mitteleuropa liegen. Während in Nordamerika vertikal integrierte Konzerne mit einer Abstimmung zwischen Wald und Sägewerk Kostenvorteile realisieren können, entfällt

diese Möglichkeit in Mitteleuropa aufgrund der eigentumsrechtlichen und wirtschaftlichen Eigenständigkeit der einzelnen Verarbeitungsschritte.

Nach den frühen positiven Einschätzungen muss es für die mangelnde Berücksichtigung von Verfahren aus dem *Operations Research* in der forstwissenschaftlichen Forschung des deutschsprachigen Raums aber noch weitere Gründe geben. Die erste dem Autor bekannte Anwendung von Methoden der Unternehmensforschung in Deutschland ist die Ableitung einer optimalen Baumartenverteilung für die hessischen Landeswälder durch Sperber (1969; 1970). Er errechnete eine deutliche Ausweitung des Nadelholzanbaus aufgrund finanzieller Überlegenheit; Laubholz ist in seinen Kalkulationen nur noch geringfügig vertreten. Auf Studien wie diese schien Gadow (1990) anzuspielen, wenn er zur fehlenden Akzeptanz für Verfahren der Unternehmensforschung in Mitteleuropa bemerkt: „Das liegt wahrscheinlich daran, dass die veröffentlichten Anwendungsbeispiele zum Teil sehr unrealistisch waren. Als Beispiel wären die völlig verfehlten Modelle der Baumartenmischung in Doktorarbeiten und Waldbau-Lehrbüchern zu nennen“ (S. 179, ebda.). Hier haben sich in jüngerer Zeit jedoch deutliche Verbesserungen ergeben, die reich strukturierte Baumarten-Portfolios mit Hilfe der Portfoliotheorie und der nicht-linearen Programmierung beinhalten (z.B. Beinhofer und Knoke [2010] sowie Neuner *et al.* [2013]).

Die Akzeptanz von Verfahren der Unternehmensforschung nahm nur peu á peu zu – wenn überhaupt. Liechtenstein (1995) sah vor allem ein akademisches Interesse an diesen Techniken, während die praktischen Anwendungsgebiete begrenzt seien. Erst in den 2000er Jahren wurden Verfahren aus der Unternehmensforschung in der forstwissenschaftlichen Forschung des deutschsprachigen Raums als Thema wiederentdeckt. Gesteigerte Rechnerleistung und verbesserte Simulationstechniken haben diesen Weg erleichtert. Kapitalknappheit, effiziente Mittelverwendung und Liquiditätssicherung standen hier lange Zeit weniger im Mittelpunkt (vgl. Volz, 2000), da öffentlichen Forstverwaltungen als einzige größere Einheiten unter professioneller Leitung gewissermaßen die forstliche Meinungsführerschaft inne haben. Des Weiteren mag das Leitbild einer multifunktionalen Forstwirtschaft im Sinn einer Scheinharmonisierung der Ansprüche (Glück und Pleschberger, 1982) der klaren Priorisierung der Aufgaben zuwider gelaufen sein. Das könnte sich u.a. angesichts knapper werdender öffentlicher Mittel geändert haben. Steigender wirtschaftlicher

Druck auf die öffentlichen Forstverwaltungen hat den Ausschlag für ein neues Interesse an Effizienz von waldbaulichen Maßnahmen und an betrieblichen Aktivitäten bewirkt.

Diese neue Offenheit für innovative Planungsverfahren ging mit einer Verbesserung der Verfügbarkeit beispielsweise von Wachstums- und Risikodaten einher, so dass Optimierungen auch in der kleinflächigeren mitteleuropäischen Forstwirtschaft mit ihren Vielfachnutzungen möglich erschienen. Dazu wurden vor allem die lineare und die nicht-lineare Programmierung verwendet. Erstere wurde im Forstbereich im deutschsprachigen Raum bisher vor allem für die Erstellung optimierter Ertragspläne für Forstbetriebe des öffentlichen Waldes angewendet (Jöbstl, 1973; Koepke, 1999; Sánchez Orois, 2003; Felbermeier *et al.*, 2007; Felbermeier und Gieler, 2008; Stang und Knoke, 2008; Dirsch, 2010; Kohler, 2011). Zudem wurden auf Basis der Ertragsplanungen Variantenstudien im Rahmen der Zielfindung (Koepke, 1999), Kalkulationen zur Bewertung von Nutzungseinschränkungen (Moog und Knoke, 2003; Stang, 2008; Stang und Knoke, 2009) oder zur Ableitung optimaler Vorratshöhen (Dirsch und Knoke, 2007) durchgeführt. In allen diesen Studien wurden Risiken noch nicht integriert.

#### 2.2.2.2 Nicht-lineare Programmierung

Sobald die Zielfunktion und/oder eine Restriktion des Optimierungsproblems eine nicht-lineare Variable enthält, muss von einem nicht-linearen Problem gesprochen werden (Müller-Merbach, 1992). Damit wird ein Methodenwechsel von der linearen zur nicht-linearen Programmierung notwendig. Dieser Wechsel erfordert aber größere Umstellungen als es der ähnlich klingende Name vermuten lässt. Allem voran müssen nun die Schwankungen der unsicheren Koeffizienten für alle Zielgrößen mitkalkuliert werden<sup>13</sup>. Daraus ergibt sich eine deutlich komplexere Struktur des Optimierungsproblems. Dies führt dazu, dass die nicht-lineare Programmierung international deutlich seltener angewendet wird (Härtl *et al.*, 2013). Es kommt hinzu, dass die Rechnerleistung die Integration nicht-linearer Prozesse lange limitiert hat.

Neuerdings werden deterministische lineare Optimierungsansätze aufgrund der vielfältigen stochastischen Prozesse, die auf die Waldbewirtschaftung einwirken, als weniger zielführend angesehen (Bettinger *et al.*, 2013). Die nicht-lineare

---

<sup>13</sup> Eine ausführlichere Beschreibung erfolgt in Kapitel 3.2.6 und bei Härtl *et al.* (2013).

Programmierung dürfte damit in Zukunft im forstwissenschaftlichen Bereich weiter an Bedeutung gewinnen. Nach einer Auswertung von Yousefpour *et al.* (2012) wurde diese Technik für Anwendungen auf der Bestandes- und Betriebsebene unter Unsicherheit in nur 4% der betrachteten Studien verwendet, obwohl die mit ihrer Hilfe umsetzbaren Investitionskalküle bekannt sind (Hildebrandt und Knoke, 2011).

Inzwischen gibt es einige Anwendungen der nicht-linearen Programmierung bei der Ertragsplanung. Während Knoke (2003; 2004), Knoke und Mosandl (2004) und Küblböck (2008) als Zielfunktionen den Risikonutzen maximierten, haben Hahn (2011; 2012), Summersammer (2012), Härtl *et al.* (2013), Hahn *et al.* (2014) sowie Härtl und Knoke (2014) mit der Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme auch eine Zielfunktion für stärker risikomeidende Waldbesitzer gewählt.

Knoke und Moog (2005), Knoke und Weber (2006) sowie Hahn und Schall (2013) haben nach dem Opportunitätskostenansatz zudem Kompensationszahlungen für Naturschutzleistungen und Ökosystemdienstleistungen berechnet.

#### 2.2.2.3 Forschungsbedarf

Effizienzgesichtspunkte spielen im Rahmen der bisherigen Forstbetriebsplanung kaum eine Rolle. Dies verwundert umso mehr, als dieser Aspekt ein zwingendes Charakteristikum einer modernen Forstbetriebsplanung darstellt (Hahn, 2012; Knoke *et al.*, 2012). Generell gibt es nur sehr wenige Studien, die sich mit der Beziehung zwischen Effizienz, Kontinuität und Gleichmaß befassen: Die wenigen existierenden Arbeiten blenden Risiken und die Risikoneigung der Entscheidungsträger aus. Die Beleuchtung der Vorteil- oder Nachteilhaftigkeit einer kontinuierlichen Bewirtschaftung ist vor dem Hintergrund von Risiken reizvoll und in der Forstpraxis weit verbreitet. Daher soll folgende Forschungsfrage beantwortet werden:

***Wie können gleichmäßige und kontinuierliche Holznutzungen in einer risiko-integrierenden Ertragsplanung erreicht werden?***

#### **2.2.3 Berücksichtigung von Risiken**

Unsicherheit bei der forstlichen Produktion resultiert aus der Langfristigkeit und der Komplexität von Wechselbeziehungen zwischen Standort, Klima, Wachstum, Bestand sowie den Ansprüchen von Eigentümern und anderen Akteuren. Entscheidungen über

Baumartenwahl und Produktionsprogramme (*Produktionsplanung*) sind ebenso wie die Planung der Holznutzungen (*Ertragsplanung*) notwendigerweise immer Entscheidungen unter Unsicherheit.

Angesichts der langen Zeit, seit der Forstwirtschaft und Forstwissenschaft mit Unsicherheit konfrontiert sind, moniert Gadow (2001) die nur spärlichen Ansätze zur Risikoanalyse. Holthausen *et al.* (2004) decken eine geringe Berücksichtigung von Sturmwurfrisiken im forstlichen Handeln auf; gleiches wurde bei schwedischen Privatwaldbesitzern beobachtet (Blennow und Sallnäs, 2002; Blennow *et al.*, 2013). Entscheidungsträger der bayerischen Forstwirtschaft zeigten in einer Umfrage hingegen durchaus ein Risikobewusstsein (Moog, 2004). Moog (2004) bemerkte aber, dass die Risiken aus Holzpreisschwankungen das Kalamitätsrisiko von Waldbeständen übersteigen. Die Risikominderung des praktizierten Waldumbaus habe auf das Risiko der Holzpreisschwankungen jedoch keine Wirkung. Dieses Thema sei von Seiten der empirischen Forschung der deutschen Forstökonomie bisher vernachlässigt worden. Pasalodos-Tato *et al.* (2013) resümieren eine mangelnde Implementation von Risikoaspekten in die Entscheidungsunterstützungssysteme der Forstpraxis.

#### 2.2.3.1 Unsicherheit, Risiko und Ungewissheit

Der Begriff der Unsicherheit dient als Oberbegriff, der je nach Ausprägung in Risiko, Ungewissheit und Ignoranz unterschieden werden kann.

Umgangssprachlich wird unter einem Risiko ein Wagnis im Sinn einer Unternehmung mit einem eventuell negativen Ausgang verstanden (Bibliographisches Institut, 2013). Risiken stehen nach dieser Definition mit einer Entscheidungssituation in Zusammenhang. Neben Handlungsfolgen können sich die Eintrittswahrscheinlichkeiten auch auf Ereignisse beziehen (Aven und Renn, 2009). Im technisch-naturwissenschaftlichen Bereich werden Risiken daher durch das Schadpotenzial als Produkt aus Eintrittswahrscheinlichkeit und Ausmaß einer unsicheren Handlungsfolge beschrieben (Faber *et al.*, 1993; Gadow, 2001; Klemperer, 2001; Bamberg und Coenenberg, 2006; Renn, 2007; Aven und Renn, 2009).

Risiken können mit Hilfe von *objektiven* und *subjektiven Wahrscheinlichkeiten* berechnet werden: Wenn zukünftigen Ereignissen eine intersubjektiv gleiche Eintrittswahrscheinlichkeit zugeordnet werden kann, spricht man von objektiven

Wahrscheinlichkeiten (z.B. beim Würfeln); subjektive Wahrscheinlichkeiten beschreiben hingegen individuelle Erwartungen hinsichtlich des Eintritts von Ereignissen; Restwahrscheinlichkeiten drücken die Unvollständigkeit der Erwartungen über zukünftige Umweltzustände aus (Heine und Herr, 2003). Bamberg und Conenberg (2006) bezeichnen auch historische, parametrisch abgeleitete Wahrscheinlichkeiten als subjektive Wahrscheinlichkeiten; als Beispiel können Wahrscheinlichkeiten für das Überleben von Bäumen oder etwa die Variation von Holzpreisen dienen.

Ungewissheit unterscheidet sich vom Risiko dadurch, dass keine objektiven Wahrscheinlichkeiten über das Eintreten der Handlungsfolgen bekannt sind (Bamberg und Coenberg, 2006; Faber *et al.*, 1993). Über einen Erkenntnisgewinn kann Ungewissheit vollständig oder zumindest teilweise in determiniertes – also sicher abschätzbares – Risiko überführt werden (Heine und Herr, 2003).

In der neueren betriebswirtschaftlichen Literatur wird die Relevanz objektiver Wahrscheinlichkeiten für das betriebliche und gesellschaftliche Risikomanagement angezweifelt, was zu einer synonymen Begriffsverwendung führt (z.B. bei Hirshleifer und Riley [2002], Drukarczyk und Schüler [2009] sowie Eisenführ *et al.* [2010]). Der Autor folgt dieser Kritik und nutzt die Begriffe Unsicherheit und Risiko daher synonym. Als Eintrittswahrscheinlichkeit kommen nach diesem Verständnis somit objektive und subjektive Wahrscheinlichkeiten in Betracht.

### 2.2.3.2 Überlebenswahrscheinlichkeiten und Ausfallraten

Durch Schadereignisse bedingte Holzeinschläge sind in der Forstwirtschaft nicht zu vernachlässigen. Hahn und Knoke (2010) ermittelten einen Anteil solcher zwangsbedingter Einschläge<sup>14</sup> aufgrund biotischer und abiotischer Störungen in Höhe von 29% der gesamten Einschlagsmenge in den Bayerischen Staatswäldern von 1950 bis 2009. Laut Tschacha und Walter (2009) lag dieser Anteil im Zeitraum von 1990 bis 2008 sogar bei rund 50%. Es überrascht daher umso mehr, dass sich die bereits angesprochene Dominanz deterministischer Modelle in der forstlichen Welt bis heute gehalten hat. Die mangelnde Datenverfügbarkeit mag ein Grund dafür gewesen sein.

---

<sup>14</sup> Im Bereich der Bayerischen Staatsforstverwaltung wurde für kalamitätsbedingt geschlagenes Holz lange Zeit die Abkürzung „ZE“ für „zufällige Ergebnisse“ genutzt, die – obwohl sie zum Teil beträchtliche Höhe hatten – in Planungen nicht berücksichtigt wurden. Später wurde die Abkürzung in „zwangsbedingte Einschläge“ umbenannt.

Desweiteren wurde den Fragen der Risikoforschung erst nach den katastrophalen Stürmen Vivian und Wiebke im Jahr 1990 mehr Aufmerksamkeit geschenkt und, im Vergleich zu den wenigen früheren Beiträgen, auch mehr auf die Integration von Risiken in die Entscheidungsfindung abgezielt (Moog, 2004).

Wenn quantitative und operable Informationen zu Produktionsrisiken von Waldbeständen vorliegen, können diese in flächenbezogene Ausfallraten (*Hazard Rates*) für bestimmte Bestandesalter umgerechnet werden. So kalkulierte Beinhofer Ausfallraten aus in verschiedenen Quellen publizierten Überlebenswahrscheinlichkeiten für die Baumarten Fichte (Beinhofer, 2007), Kiefer (Beinhofer, 2008) sowie Buche und Eiche (Beinhofer, 2010a).

Für die Ableitung von Überlebenswahrscheinlichkeiten aus Primärdaten wird in der wissenschaftlichen Literatur die Weibull-Funktion verwendet, so zum Beispiel von Kouba (2002) und Holecy und Hanewinkel (2006). Weitere Fortschritte konnten mit einem statistischen Modell von Staupendahl und Zucchini (2011) erzielt werden, mit dessen Hilfe sich Ausfallwahrscheinlichkeiten auf Basis von Zeitreihendaten ermitteln lassen. Staupendahl (2011) hat diesen Ansatz so modifiziert, dass die Koeffizienten einer Weibull-Funktion mit der Überlebenswahrscheinlichkeit eines Waldbestandes bis zu einem Alter von 100 Jahren ( $S_{100}$ ) und dem Risikoverlauf ( $\alpha$ ) in einer leichter interpretierbaren Form wiedergegeben werden können (vgl. auch Möhring *et al.*, 2010; Möhring *et al.*, 2011; Staupendahl und Möhring, 2011; Staupendahl und Zucchini, 2011). Griess *et al.* (2012) haben diesen Ansatz zur Kalkulation von Überlebenswahrscheinlichkeiten für die Baumart Fichte in Mischbeständen genutzt. Sie führten ihre Analyse auf Basis der Zeitreihen der Waldzustandserhebung der Forstverwaltung von Rheinland-Pfalz durch.

Für die Umrechnung von Überlebens- in Ausfallwahrscheinlichkeiten muss die Überlebenswahrscheinlichkeit der Folgeperiode von der Überlebenswahrscheinlichkeit der vorherigen Periode abgezogen und dann durch diese geteilt werden (Gleichung 1; Knoke *et al.* [2012], S. 327)<sup>15</sup>:

$$a(t) = \frac{\ddot{U}(t) - \ddot{U}(t+5)}{\ddot{U}(t)} \quad [1]$$

a(t)	Ausfallrate zu einem bestimmten Bestandesalter t
$\ddot{U}(t)$	Überlebenswahrscheinlichkeit zu einem bestimmten Bestandesalter t
$\ddot{U}(t+5)$	Überlebenswahrscheinlichkeit zur Folgeperiode (nach 5 Jahren)

Ausfallraten können als baumarten- und altersabhängige Zwangsnutzungen über geschätzte zukünftige Ausfallflächen in forstökonomische Kalküle beispielsweise zur Ableitung finanziell optimaler Umtriebszeiten eingebunden werden (Möhring *et al.*, 2011). In betriebliche Optimierungsansätze können Bestandesausfälle als Ausfallflächen eingehen, die Nutzungen mit reduzierten Deckungsbeiträgen entsprechen. Dies haben beispielsweise Knoke (2003), Stang und Knoke (2008), Kohler (2011), Hahn (2011; 2012), Härtl (2012), Summersammer (2012), Härtl *et al.* (2013) und Hahn *et al.* (2014) umgesetzt.

### 2.2.3.3 Holzpreisschwankungen

Schwankungen der Holzpreise werden für betriebsweise Betrachtungen oft aus Monte-Carlo-Simulationen abgeleitet (Knoke *et al.*, 2012). Beispiele für die Anwendung der Monte-Carlo-Simulation, zum Teil in Verbindung mit Bootstrapping bei Verwendung kleiner Stichprobenzahlen, finden sich bei Knoke *et al.* (2005), Knoke und Wurm (2006), Beinhofer (2010a, 2010b), Clasen *et al.* (2011), Roessiger *et al.* (2011), Griess und Knoke (2013) und Neuner *et al.* (2013).

---

<sup>15</sup> Durch dieses Vorgehen werden die bereits ausgefallenen Bestandesteile in der Kalkulation berücksichtigt. Würde man nur die Veränderung der Überlebenswahrscheinlichkeiten zwischen den Perioden betrachten, würde die Ausfallwahrscheinlichkeit zu gering ausfallen, da zu jedem Zeitpunkt eine volle Bestockung als Basis unterstellt würde, obwohl doch zuvor schon Bestandesteile ausgefallen sind.

Die Standardabweichungen der Holzpreise können in Modellen der *linearen Programmierung* mitgeführt werden. Sie können aber nicht in die Zielfunktion einfließen, da diese dann nicht-linear wird, und sind folglich nicht entscheidungsrelevant. Um solche Schwankungen auf der Betriebsebene in die Zielfunktion oder in Restriktionen integrieren zu können, muss die Methode der *nicht-linearen Programmierung* angewendet werden. Zugleich müssen die Abhängigkeiten zwischen den Ertragsgrößen der Bestände berücksichtigt werden, da diese von Sturmereignissen oder Holzpreisschwankungen unterschiedlich betroffen sein können. Dazu werden die einzelnen Waldbestände wie voneinander mehr oder weniger stark abhängige Investments betrachtet. Neben dem Erwartungswert der Zielgröße ist dann auch die Korrelation der Streuung in Beziehung zu anderen Beständen von Interesse, um für eine bestimmte Risikoneigung ein optimales Nutzungsschema zu ermitteln. Die methodische Grundlage zur Berücksichtigung solcher Diversifikationseffekte bildet die von Markowitz entwickelte Portfoliotheorie (Markowitz, 1952), die im Forstbereich bisher überwiegend zur Bestimmung optimaler Baumartenportfolios im Rahmen der Produktionsplanung Anwendung fand (Beinhofer, 2009; Beinhofer *et al.*, 2009; Knoke *et al.*, 2012; Neuner *et al.*, 2013).

#### 2.2.3.4 Risikoneigung des Entscheidungsträgers

Mit Hilfe der nicht-linearen Optimierung kann die Risikoneigung von Entscheidungsträgern berücksichtigt werden. Viele Entscheidungsträger im Bereich der Land- und Forstwirtschaft sind risikoavers (Brabänder, 1995; Koepke, 1999; Tahvonen und Kallio, 2006); darüber hinaus werden auch die meisten Investoren (Drukarczyk und Schüler, 2009) und Menschen generell als risikoavers eingestuft (Kuhner und Maltry, 2006). Vor diesem Hintergrund ist die Nutzung und Popularität von Entscheidungskalkülen unter Risikoneutralität (wie z.B. bei Borchers [2005] sowie Beinhofer [2007, 2008]) und zahlreichen internationalen Studien mit Verwendung der *Net Present Value Maximization* als Entscheidungskalkül) weniger angemessen – zumindest für Optimierungsprobleme risikoaverser Entscheidungsträger.

Im Bereich der ökonomisch ausgerichteten landwirtschaftlichen Forschung wurden Optimierungen für risikoaverse Entscheidungsträger bereits 1956 (Freund, 1956) und verstärkt ab den 1970er Jahren aufgegriffen (Weintraub und Romero, 2006). Allerdings fehlt diesen Studien aus dem Bereich der Landwirtschaftsforschung aufgrund der (im

Vergleich zur Forstwirtschaft) kurzen Anbauperioden naturgemäß der Aspekt der Langfristigkeit (Pannell *et al.*, 2000), aus dem wiederum ein Großteil der Unsicherheit im Forstbereich herrührt (Gadow, 2001; Deegen, 2001; Holthausen *et al.*, 2004; Cooney, 2005; Hahn und Knoke, 2010). Im forstlichen Bereich sind betriebliche Optimierungsansätze auf der Basis der nicht-linearen betrieblichen Optimierung nach wie vor rar (vgl. Kapitel 2.2.2.2).

#### 2.2.3.5 Forschungsbedarf

Gadow (2000) favorisierte die Integration von (Natural-) Risiken anhand ihrer finanziellen betrieblichen Auswirkungen. Dieser Ansatz scheint mit der Kombination neuerer Studien zur Ableitung von Ausfallwahrscheinlichkeiten und der nicht-linearen Optimierungstechnik prinzipiell umsetzbar. Mit der vorliegenden Dissertation soll dieser Weg weiter beschritten werden. Damit wird die von Moog (2004) schon vor zehn Jahren angemahnte Integration forstspezifischer Risiken in die Entscheidungsfindung aufgegriffen.

Daher soll hier ein nicht-lineares Optimierungsmodell erstellt werden, das neben den in Kapitel 2.2.2.3 formulierten Ansprüchen auch Schwankungen von Deckungsbeiträgen und Korrelationen der diversen Zahlungen periodenspezifisch berücksichtigt. Auf diese Art und Weise sollen Risiken umfassend integriert werden. Zur Spezifizierung der eingangs gestellten Hypothese soll mit Bezug auf die Risikointegration in forstliche Planungskalküle folgende Frage beantwortet werden:

***Wie wirken sich unterschiedliche Varianten der Risikoberücksichtigung auf die Struktur und die Höhe der Holznutzung und Deckungsbeiträge aus?***

Die Analyse der Ergebnisse wird folgende Aspekte aufgreifen:

***Welche Rahmenbedingungen haben Einfluss auf die erzielten Ergebnisse?***

- a.) Wie wirken sich veränderte Zinsforderungen auf die Höhe und Struktur der Holznutzung und Deckungsbeiträge aus?***
- b.) Welchen Einfluss hat die Altersklassenstruktur auf die Höhe und Struktur der Holznutzung und Deckungsbeiträge?***

***Welche Form der Risikoberücksichtigung führt bei unterschiedlichen Holzpreisentwicklungen zu den robustesten Ergebnissen hinsichtlich der Vorratshaltung, der Holznutzung und der Deckungsbeiträge?***

### 3. Methoden und Material

Im folgenden Kapitel wird die Auswahl der Untersuchungsmethoden erläutert und anschließend die jeweilige Datenbasis vorgestellt. Dabei folgt die Gliederung den Schritten Begriffsklärung (Kapitel 3.1), Optimierung der Ertragsplanung unter Unsicherheit (Kapitel 3.2) sowie Variantenstudium und Sensitivitätsanalyse (Kapitel 3.3).

#### 3.1 Inhaltsanalyse „Nachhaltige Forstwirtschaft“

Um die Begrifflichkeiten rund um das Thema forstlicher Nachhaltigkeit zu klären und ein eigenes Begriffsverständnis zu definieren, wurde eine qualitative Inhaltsanalyse gewählt. Dazu wurde eine Literaturrecherche durchgeführt. Sie folgt den bei Stoetzer (2012) beschriebenen Schritten:

- Als Forschungsfragen wurden die im Kenntnisstand (Kapitel 2.1) genannten Fragen genutzt. Die Recherche wurde in den Jahren 2008 und 2009 ausgeführt, was die zeitlichen Rahmenbedingungen beschreibt.
- Als Suchmedium wurde das Internet gewählt, um Bücher, Zeitschriften und graue Literatur aus dem OPAC der Bayerischen Staatsbibliothek und der Datenbank CAB Abstracts mit bibliographischen Informationen weltweit erscheinender Fachliteratur u.a. aus den Bereichen Forstwirtschaft, Agrarökonomie und Umweltwissenschaft als Informationsquellen nutzen zu können.
- Als Recherchemethode wurde die Schlagwortsuche angewendet. Aktuelle Quellen – vornehmlich Zeitschriftenartikel – bildeten den Ausgangspunkt. Die Schlagwortsuche wurde durch dynamische Suchstrategien (Simonis und Elbers, 2011) wie etwa die Schneeballsuche ergänzt. Dabei versucht man, mit Hilfe der Literaturverzeichnisse von wegweisenden Quellen einen Literaturüberblick zu bekommen. Die zitierten Quellen können dann genutzt werden, um den Literaturüberblick auszuweiten. Zu einem späteren Zeitpunkt wurde auf Basis zentraler Artikel auch eine Vorwärtssuche durchgeführt, mit der neue zitierende Artikel identifiziert werden können.
- Als Suchworte wurden deutsche und englische Begriffe gewählt, die im Titel und / oder der Zusammenfassung der Quellen vorkommen sollten. Sie sind in Tabelle 1 aufgeführt. Mit Hilfe von Verknüpfungen („und“ bzw. „oder“) wurde die Suche rationalisiert. Die Suchworte für deutsche Quellen umschlossen beispielsweise die Fachbegriffe „forstliche Nachhaltigkeit“, „nachhaltige Forstwirtschaft“, „nachhaltige Waldwirtschaft“ und „nachhaltige

Waldbewirtschaftung“ (Tabelle 1). Als Begriffsdefinitionen wurden sowohl theoretische als auch empirische Definitionen gesucht (Stykwow *et al.*, 2008). Da bei der Begriffsverwendung im Deutschen weniger Struktur im Sinne stets gemeinsam gebrachter Begriffe und Zusammenhänge zu finden war, und die Ergebnisse der Untersuchung auch den deutschsprachigen Raum hinaus von Bedeutung sein sollten, wurde die Suche mit englischen Schlagworten intensiv fortgeführt.

**Tabelle 1: Suchworte und Wortkombinationen der Literaturrecherche.**

Deutsche Schlagworte	Englische Schlagworte
nachhaltig* & (Forst* oder Wald*)	sustain* & timber & yield
	sustain* & forest* & manage*
	forest* & (multifunct* or multiple-use)
	forest* & precaut* & („princip*“ or „approach“)
	adaptive management & forest*
	(ecosystem approach & forest*) or (ecosystem management & forest*)

Die Analyse der Ergebnisse erfolgte über eine inhaltliche Strukturierung (Mayring, 2008). Nach einer Sichtung des Materials wurden die Begriffe Multifunktionalität und Partizipation von Stakeholdern zur Strukturierung gewählt. Quellen, die sich gut in diese Struktur einfügen, wurden im Rahmen einer Explikation um weitere Quellen der Recherche ergänzt. Somit konnte die gefundene begriffliche Gliederung als zielführend abgesichert werden.

Die Literaturrecherche wurde nach Abschluss einer ersten Strukturierung auf Grund von Überschneidungen noch um die Begriffe des *Adaptive Management*, den *Ecosystem Approach* und das *Ecosystem Management* erweitert. Die Strukturierung wurde entsprechend modifiziert.

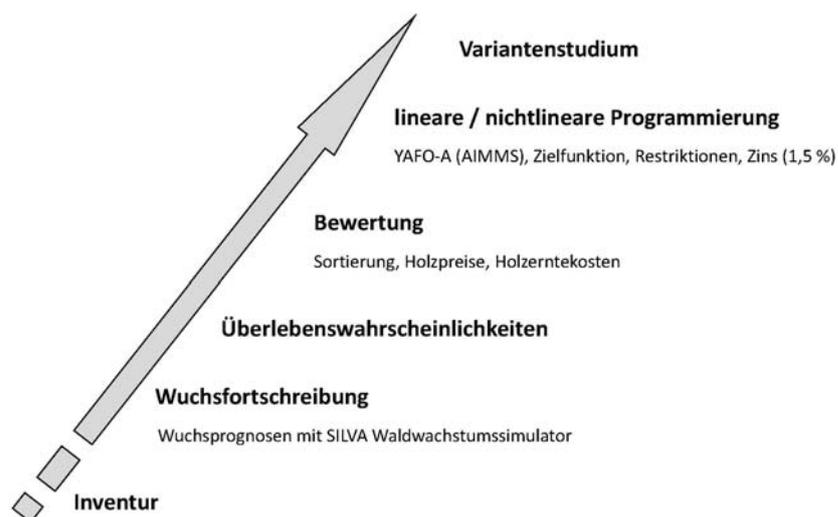
### **3.2 Ertragsplanung mit linearer und nicht-linearer Programmierung**

Die Optimierung einer Ertragsplanung mit Zielfunktionen für risikoneutrale und unterschiedlich stark risikomeidende Entscheidungsträger bildet den quantitativen Teil dieser Arbeit. Wie bereits erläutert verfolgt die vorliegende Studie dabei einen

deduktiven Ansatz, da aus einem Betriebsmodell mit Risikointeraktionen Behandlungsempfehlungen für einzelne Waldbestände abgeleitet werden. Als räumliche Planungsebene wurde die Forstbetriebsebene gewählt. Die zeitliche Skala orientiert sich an dem Planungszeitraum der Forstbetriebsplanung, der für die bayerischen Kommunalwälder bis zu 20 Jahre beträgt. Aufgrund des Überhangs von höheren Altersklassen in den realen Testbetrieben wurde der Planungszeitraum jedoch um 10 Jahre verlängert, so dass die Folgen der ungleichmäßigen Altersklassenverteilung besser abgebildet werden können.

Bei der linearen und der nicht-linearen Optimierung liegt die Herausforderung zunächst in einer angemessenen Strukturierung des Optimierungsproblems in eine Zielfunktion, Restriktionen, Entscheidungsvariablen und Koeffizienten (vgl. Kapitel 2.2.2). Die Beschreibung dieser Komponenten orientiert sich an Hahn *et al.* (2014, [Publikation B])<sup>16</sup>.

Nachfolgend werden die Eingangsdaten im Einzelnen vorgestellt. Abbildung 3 fasst die wichtigsten Koeffizienten, deren Weiterverarbeitung und schließlich die Verbindung zum Optimierungsmodell grafisch zusammen.



**Abbildung 3: Dateninput und Abfolge der Datenprozessierung für betriebliche Optimierungen mit dem MS Excel®-Optimierungsblatt „Excel Hausham“ und „YAFO-A“ (verändert und ergänzt nach Hahn [2012]).**

<sup>16</sup> Eine technische Beschreibung des Optimierungsmodells YAFO-A liefert Härtl *et al.* (2013). Hahn (2013) gibt Auskunft über die Festlegung von Koeffizienten und deren Verknüpfung.

### 3.2.1 Testbetriebe

Das Optimierungsmodell wurde am Beispiel des kommunalen Forstbetriebs Hausham aufgestellt. Die Übertragbarkeit auf Forstbetriebe anderer Größe und Altersklassenstruktur wurde mit der Anwendung auf einen größeren realen Testbetrieb und einen virtuellen Testbetrieb mit einer ausgeglichenen Altersklassenstruktur geprüft.

#### 3.2.1.1 Forstbetrieb Hausham

Überdurchschnittliche Holzvorräte und ein hoher Altersdurchschnitt lassen durch die anstehende „Verjüngungswelle“ ungleichmäßige Holznutzungen erwarten. Diese Situation ist für viele Forstbetriebe Süddeutschlands typisch. Daher wurde bewusst ein Forstbetrieb mit diesen Charakteristika für den Test der Hypothese gesucht und im Forstbetrieb der Gemeinde Hausham gefunden.

Der Durchschnittsvorrat war im Forstbetrieb Hausham zum Zeitpunkt der letzten Inventur 1998 mit 440 Erntefestmeter je Hektar (Efm/ha)<sup>17</sup>, also folglich um die 550 Vorratsfestmeter je Hektar (Vfm/ha), sehr hoch. Er kann im Spitzenbereich der bisher beobachteten forstbetrieblichen Durchschnittsvorräte eingeordnet werden<sup>18</sup>.

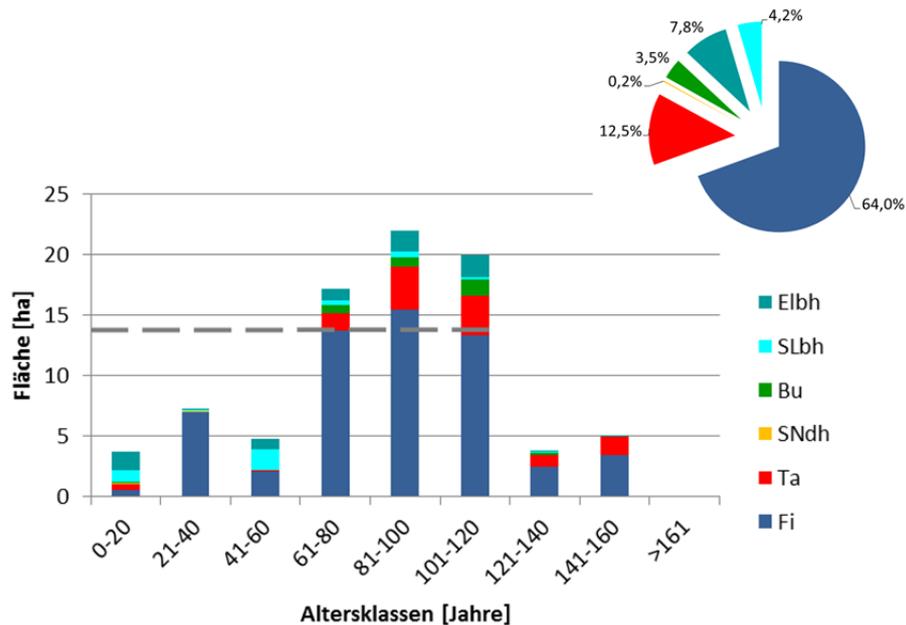
Der hohe Durchschnittsvorrat geht mit einem Überhang älterer Bestände einher: Auf 80% der Forstbetriebsfläche stocken Bestände, die älter als 60 Jahre sind; auf 60% der Forstbetriebsfläche finden sich Bestände, die älter als 80 Jahre sind. Abbildung 4 zeigt den Altersklassenaufbau des besagten Forstbetriebs zum Zeitpunkt dieser Inventur. Die graue Linie markiert die idealisierte Flächenausstattung bei einer Umtriebszeit von 120

---

<sup>17</sup> Der durchschnittliche Holzvorrat dürfte seither sogar noch weiter gestiegen sein, da die Nutzungen in den ersten zehn Wirtschaftsjahren deutlich unter dem im Forstbetriebsplan angegebenen jährlichen Zuwachs von 10 Efm/ha lagen. Für die vorliegende Untersuchung ist der aktuelle Stand jedoch unerheblich, da die Hypothesen aufsetzend auf den Inventurergebnissen von 1998 getestet werden, zumal kein einzelner Forstbetriebsplan, sondern vielmehr die Analyse grundsätzlicher Zusammenhänge im Mittelpunkt der Untersuchung stehen.

<sup>18</sup> Nur 11 Länder berichteten im Jahr 2005 einen Holzvorrat von durchschnittlich über 250 Vfm/ha an die FAO. Acht dieser Länder liegen in Mitteleuropa (FAO, 2010). Die höchsten Durchschnittswerte wurden für die Schweiz (368 Vfm/ha) und Österreich (300 Vfm/ha) berichtet. Für Deutschland sind im Global Forest Resources Assessment 2005 der FAO (2010) keine Werte enthalten; der Durchschnittsvorrat wurde bei der zweiten Bundeswaldinventur für das Jahr 2002 aber auf 317 Vfm/ha kalkuliert. Im Ergebnisbericht der Bundeswaldinventur wurden die Durchschnittsvorräte deutscher Wälder an die dritte Stelle in Europa gesetzt (hinter der Schweiz mit 336 Vfm/ha und Österreich mit 325 Vfm/ha; BMELV, 2005b). Die bayerischen Durchschnittswerte liegen mit 403 Vfm/ha deutlich über dem Bundesdurchschnitt; die Wälder Südbayerns (Region Oberland) weisen mit 418 Vfm/ha nochmals höhere Holzvorräte auf (BMELV, 2005a).

Jahren, die im Forstbetriebsplan als Orientierungswert angegeben ist, und einer gleichverteilten Altersklassenausstattung.



**Abbildung 4: Flächenverteilung nach Altersklassen und Baumarten für den Forstbetrieb der Gemeinde Hausham zum Startzeitpunkt der Optimierung. Die gestrichelte graue Linie zeigt die Altersklassenverteilung eines „normal“ aufgebauten Forstbetriebs mit einer Umtriebszeit von 120 Jahren, wie sie im Forstbetriebsplan für Hausham angegeben ist. Oben rechts ist die Baumartenverteilung für den gesamten Forstbetrieb eingeblendet.**

Der kommunale Forstbetrieb umfasst eine Betriebsfläche von 128,9 Hektar (ha). Die Studie wurde davon die in regelmäßigem Betrieb stehende Holzbodenfläche – mit Ausnahme einiger Splitterflächen – berücksichtigt. Die Untersuchung basiert somit auf 83 ha Holzbodenfläche, die sich in 45 Waldbestände aufteilt (Tabelle 2).

Damit ist eine Anzahl von Beständen vorhanden, die eine räumliche und eine zeitliche Diversifikation erwarten lässt. Knoke *et al.* (2012) geben für Forstbetriebe zwar eine Mindestgröße von 90 ha Holzbodenfläche als Schwelle an, ab der eine moderne Forstbetriebsplanung sinnvoll erscheint. Diese Schwelle wird auf den ersten Blick geringfügig unterschritten. Darauf kommt es aber nicht maßgeblich an, da die Bestandesanzahl des hier genutzten Datensatzes mit 45 Beständen deutlich über den von Knoke *et al.* (2012) genannten 23 bis 30 Beständen liegt.

**Tabelle 2: Wichtige betriebliche Kennziffern des Forstbetriebs Hausham (Keler und Bieg, 1999; BMELV, 2005a).**

Berücksichtigte Betriebsfläche:	83 ha Holzboden
Anzahl berücksichtigter Planungseinheiten: (hier: Waldbestände)	45
Durchschnittsvorrat zu Planungsbeginn:	440 Efm/ha
Zuwachs nach Operat:	10,0 Efm/ha/a (Erntefestmeter/Hektar/Jahr)

Der kommunale Forstbetrieb Hausham liegt größtenteils im Wuchsgebiet Bayerische Alpen und zwar im Wuchsbezirk Oberbayerische Flyschvorpalen, Teilwuchsbezirk Tegernseer Flyschvorpalen. Er kann den Waldgesellschaften des submontanen und montanen Bergmischwalds und des hochmontanen Fichten-Tannenwaldes zugeordnet werden (Keler und Bieg, 1999). Die Baumartenzusammensetzung zum Inventurstichtag ist in nachfolgender Tabelle 3 angegeben.

**Tabelle 3: Baumartenzusammensetzung des Forstbetriebs Hausham nach Flächen und Volumenprozent (verändert nach Hahn *et al.*[2014]).**

Baumart			Flächen- anteil [%]	Anteil am Vorrat [%]
Nadelhölzer	Fichte	<i>(Picea abies)</i>	69%	73%
	Tanne	<i>(Abies alba)</i>	14%	16%
	<b>Summe</b>		<b>83%</b>	<b>89%</b>
Laubhölzer	Buche	<i>(Fagus sylvatica)</i>	4%	3%
	Esche	<i>(Fraxinus excelsior)</i>	5%	4%
	Bergahorn	<i>(Acer pseudoplatanus)</i>	3%	1%
	Sonstige Laubhölzer <i>(Alnus, Salix, Ulmus, Prunus, etc.)</i>		5%	3%
	<b>Summe</b>		<b>17%</b>	<b>11%</b>

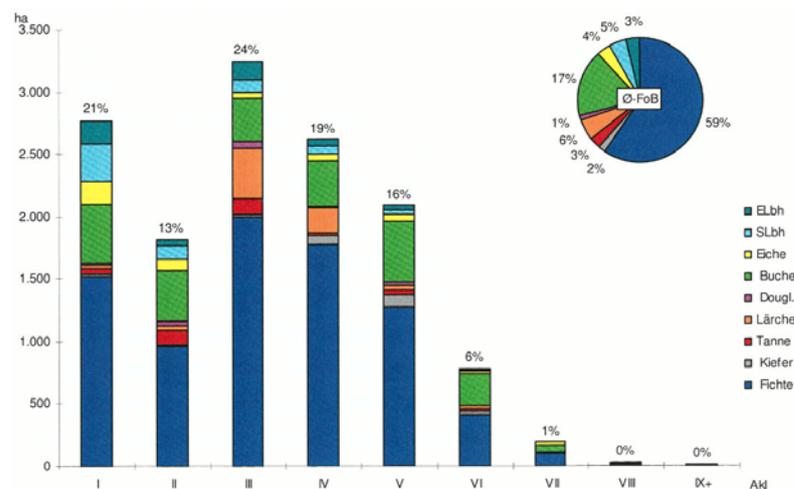
Da die Zuordnung des Forstbetriebs zur Eigentümerkategorie „Kommunalwald“ nachfolgend nicht von Interesse ist, wird der Forstbetrieb im Folgenden als „Forstbetrieb Hausham“ bezeichnet.

### 3.2.1.2 Forstbetrieb Zusmarshausen (BaySF)

Um die Übertragbarkeit des Modells auf einen Großbetrieb zu prüfen und die Auswirkungen von Zielfunktionen für risikoaverse Entscheidungsträger zu verproben, wurden Bestandesdaten eines weiteren Forstbetriebs herangezogen. Die Bayerischen Staatsforsten AöR ermöglichten diese Verprobung am Beispiel des Forstbetriebs Zusmarshausen.

Der Forstbetrieb ist mit einer Holzbodenfläche von 13.540 ha deutlich größer als der Forstbetrieb Hausham. Daher wurde nicht das Wachstum einzelner Waldbestände, sondern das Wachstum von Straten aus ähnlichen Waldbeständen fortgeschrieben.

Für die Simulation wurde die Holzbodenfläche in 80 Straten mit unterschiedlicher Flächenrepräsentanz aufgeteilt. Aufgrund einer technischen Limitation zum Zeitpunkt der Berechnung konnten nur 50 der 80 Straten in die Analyse integriert werden<sup>19</sup>.



**Abbildung 5: Flächenverteilung des Forstbetriebs Zusmarshausen nach Altersklassen und Baumarten. Im Kreisdiagramm oben rechts ist die Baumartenverteilung für den gesamten Forstbetrieb angegeben (BaySF, 2009, S. 19).**

Da die Auswirkungen der Risikoabneigung auf Nutzungssätze und Deckungsbeiträge getestet werden soll, wurden 50 Straten mit der größten Flächenrepräsentanz in die Optimierung einbezogen. Die Verprobung umfasst somit alle Straten mit Flächen größer 64 ha und in Summe 80% der Holzbodenfläche (bzw. 10.824 ha Holzbodenfläche).

<sup>19</sup> Inzwischen kann mit dem Optimierungsmodell YAFO-A eine theoretisch unbegrenzte Bestandesanzahl berücksichtigt werden.

Der Forstbetrieb Zusmarshausen unterscheidet sich vom Gemeindewald Hausham neben der Betriebsgröße auch durch seinen Altersklassenaufbau. Abbildung 5 zeigt die Flächenaufteilung der Altersklassen für den Gesamtbetrieb<sup>20</sup>.

Die Baumartenzusammensetzung ist vielfältiger, wird aber wie in Hausham von der Fichte dominiert. Der Holzvorrat des gesamten Betriebs liegt mit 356 Efm/ha ebenfalls über dem bayerischen Durchschnitt (vgl. Fußnote 18). Der Durchschnittsvorrat der berücksichtigten Straten liegt 30 Efm/ha niedriger als im Betrieb Hausham.

**Tabelle 4: Wichtige betriebliche Kennziffern der Bestandesstraten des Forstbetriebs Zusmarshausen, die in die Untersuchung einbezogen wurden (BaySF, 2009).**

Berücksichtigte Betriebsfläche:	10.824 ha Holzboden
Anzahl berücksichtigter Planungseinheiten: (hier: Bestandesstraten)	50
Durchschnittsvorrat zu Planungsbeginn:	410 Efm/ha

### 3.2.1.3 Forstbetrieb Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen

Um die Auswirkungen der Risikoaversion von möglichen Effekten der Altersklassenstruktur zu trennen, wurde ein virtueller Forstbetrieb mit ausgeglichenen Altersklassen konstruiert. Dieser orientiert sich möglichst nah an dem Normalwaldmodell von Hundeshagen (1826) – soweit dies mit realen Daten möglich war. Zu diesem Zweck wurden die Bestandesflächen des kommunalen Forstbetriebs Hausham so modifiziert, dass alle Altersklassen mit gleichen Flächen besetzt sind; die Verteilung innerhalb der Altersklassen wurde ebenfalls möglichst ausgeglichen gestaltet.

Die Umtriebszeit wurde aus der Literatur abgeleitet. Kroth (1968) hat Umtriebszeiten für Fichtenbetriebsklassen in Abhängigkeit von der Grenzverzinsung berechnet. Für den in dieser Studie verwendeten Kalkulationszinssatz von 1,5% ermittelte er eine Umtriebszeit, die zwischen 85 und 90 Jahren liegt. Überlebenswahrscheinlichkeiten

---

<sup>20</sup> Da nur 93% der Forstbetriebsfläche in die Ertragsoptimierung einbezogen wurden, ergibt sich für die nachfolgenden Kalkulationen eine abweichende Altersklassenstruktur. Für die Bestandesstraten lagen keine Altersangaben vor. Daher wurden für die Altersklassenübersicht und alle altersabhängigen Koeffizienten die Altersschätzungen der Wuchssimulation mit dem Waldwachstumsmodell SILVA (Pretzsch *et al.*, 2002) verwendet. Die resultierende Altersklassenverteilung ist in Abbildung 20 in Kapitel 4.2.2.1 dargestellt.

sind in dieser Berechnung nicht berücksichtigt. Während die Integration von Ausfallraten die finanziell optimale Umtriebszeit vermindert, wirken sich der Laubholzanteil<sup>21</sup> im Betrieb Hausham verlängernd auf die Umtriebszeit aus.

Beinhofer (2007) hat für die Fichte bei einem mittleren Risiko Umtriebszeiten von 79 Jahren (Kalkulationszinssatz von 1%) und 67 Jahren (Kalkulationszinssatz von 2%) errechnet. Für den Kalkulationszins von 1,5% liegt die Umtriebszeit für die Fichte folglich zwischen 70 und 75 Jahren. Die Überlebenswahrscheinlichkeiten im Alter von 100 Jahren wird im Betrieb Hausham mit 75% (für reine Fichtenbestände) und bis zu 94% (für Fichtenbestände mit einem mittleren Fichtenanteil von 49%; vgl. Kapitel 3.2.6.1) allerdings deutlich höher als bei Beinhofer (2007) geschätzt: Letzterer geht für Fichte lediglich von einer Überlebenswahrscheinlichkeit von 69% aus. Bei einer Ableitung der Umtriebszeit für den virtuellen Forstbetrieb Hausham müsste die Umtriebszeit aus Gründen der geringeren Risikokosten und des Laubholzanteils daher etwas höher als bei Beinhofer (2007) ausfallen.

Nach all dem wurde die Umtriebszeit für den virtuellen Forstbetrieb in Orientierung an Kroth (1968) und Beinhofer (2007) auf 85 Jahre festgesetzt.

### **3.2.2 Betriebsziele und Zielfunktionen**

In der Zielfunktion werden die subjektiven Entscheidungsgrundlagen des Entscheidungsträgers aufgegriffen und als mathematische Gleichung formuliert. Somit gibt die Zielfunktion die Betriebsziele im Rahmen eines mathematischen Optimierungsverfahrens wieder. Zudem werden Restriktionen zur Sicherung von Betriebszielen verwendet. Die Sicherung der forstlichen Nachhaltigkeit über Hiebssatzrestriktionen ist ein gutes Beispiel dafür. Eine solche Begrenzung des Lösungsraums durch Grenzwerte ist über den Forstbereich hinaus als Konzept „*kritischer Nachhaltigkeit*“ bekannt (Endres und Querner, 2000)<sup>22</sup>. Demgegenüber wurden in der vorliegenden Arbeit keine Restriktionen zur Zielerreichung eingesetzt. Es sollte vielmehr untersucht werden, ob eine Berücksichtigung von Risiken in finanziellen

---

<sup>21</sup> Der Laubholzanteil liegt bei 17% der Holzbodenfläche bzw. 11% des Holzvorrats.

<sup>22</sup> Grundwald und Kopfmüller (2006) bezeichnen diesen Ansatz als „mittlere Position“ zwischen „schwacher“ und „starker Nachhaltigkeit“. Der WBGU (1996) hat ihn „Fensteransatz“ genannt.

Optimierungskalkülen aus sich heraus zu gleichmäßigen und kontinuierlichen Einschlägen führt.

Da in dieser Untersuchung die Produzentenperspektive eingenommen wurde, steht die Erwirtschaftung von *Einkommen* zunächst an erster Stelle (Brabänder, 1995; Liechtenstein, 1995; Koepke, 1999; Becker *et al.*, 2000; Schulze, 2013). Weitere wichtige Betriebsziele, die in Studien über Zielkataloge und Zielsysteme von Privatforstbetrieben genannt werden, sind der *Substanzerhalt* und die Sicherung der *Liquidität* (Brabänder, 1995; Koepke, 1999). Obwohl es sich dabei um finanzielle Ziele handelt, könnten alle diese Ziele auch natural umgesetzt werden: Die Einkommensgenerierung ließe sich dann über den Holzverkauf, also den Hiebssatz, der Substanzerhalt über Holzvorratskonstanz und die Liquidität über die Bildung von Einschlagsreserven umsetzen.

Mit Blick auf das natural dominierte Vorgehen in der Praxis kann gefragt werden, welche Vorteile eine finanzielle Ausrichtung der Ertragsplanung gegenüber einer naturalen Planung bringt. Jöbstl (1992) hat bereits vor mehr als 20 Jahren ein Plädoyer für die Integration von finanziellen Zielgrößen in die Planung mitteleuropäischer Forstbetriebe gehalten: Zum einen existierten finanzielle Zielgrößen ohnehin (beispielsweise Periodenüberschüsse und Liquiditätssicherung; auch Brabänder [1995], Liechtenstein [1995] und Koepke [1999]). Zum anderen würden die Haupteinnahmen aus dem Verkauf von Marktprodukten (Holz, Wildbret, Abschussentgelte etc.) generiert, argumentiert Jöbstl (1992). Darüber hinaus ist es allgemein anerkannt, dass ein effizienter Mitteleinsatz für den Erfolg und das Überleben von Forstbetrieben entscheidend ist (Weintraub und Romero, 2006). Die Suche nach einer finanziell optimalen Nutzungsabfolge von Waldbeständen und der dazu notwendige Vergleich alternativer Handlungsoptionen sind aber nur möglich, wenn die Zielvariablen für die Forstbetriebsplanung auch finanzieller Natur sind. Dementsprechend wurde für die vorliegende Untersuchung eine finanzielle Zielgröße gewählt.

Aufgrund der langen Zeiträume, über die sich forstliche Investitionen erstrecken, und wegen der damit einhergehenden zeitlichen Verteilung der Deckungsbeiträge eignen sich die Methoden der dynamischen Investitionsrechnung insbesondere zur Berücksichtigung von Effizienz. Einfache Deckungsbeitragsrechnungen finden in der mitteleuropäischen Forstwirtschaft zwar häufig Anwendung, weil das Holzkapital als

durchlaufende Größe zwischen den Eigentümergenerationen angesehen wird und eine Gewinnermittlung durch Veränderung des Eigenkapitals analog der Erfolgsmessung anderer Produktionsbetriebe nicht möglich ist (Brabänder, 1995); ein effizienter Mitteleinsatz kann mit Deckungsbeitragsberechnungen allein jedoch nicht sichergestellt werden.

Das weltweit gängigste dynamische Investitionskalkül bei der Bewertung natürlicher Ressourcen basiert auf der Summe aller Barwerte, die sich aus den zukünftigen, abdiskontierten Deckungsbeiträgen ergeben. Bei der Forstbetriebsplanung in Mitteleuropa kommt die Barwertsummenmaximierung bisher nur in Ausnahmefällen zum Einsatz. Unbeschadet dessen wird dieses Investitionskalkül auch hier genutzt, um einen effizienten Mitteleinsatz zu gewährleisten.

Die Standardabweichung der Barwerte beinhaltet als Maß für das Risiko Ausfallraten von Bäumen und Holzpreisschwankungen. Die Risikoneigung der Waldbesitzer kann dann über Risikonutzenfunktionen berücksichtigt werden. Auf diese Weise lassen sich auch Unterschiede einer Ertragsoptimierung für risikoneutrale und risikoaverse Waldbesitzer analysieren.

Um den Einfluss verschiedener Intensitäten der Risikoaversion zu testen, wurden folgende Zielfunktionen maximiert:

1. Barwertsumme
2. Risikonutzen
3. Value-at-Risk der Barwertsumme

Bei der Maximierung der Barwertsumme (*Maximization of the Net Present Value*; Max. NPV) werden die über den Betrachtungszeitraum  $t$  (hier 30 Jahre) für alle Bestände  $i$  anfallenden Deckungsbeiträge mit dem Diskontfaktor  $(1+r)^t$  diskontiert, wobei  $r$  den Zinssatz symbolisiert. Für die Basisvarianten der Berechnungen wurde ein **risikofreier Realzins von 1,5%** angenommen, der im Übrigen auch im Bereich des branchenüblichen Zinssatzes für die Forstwirtschaft in Deutschland liegt<sup>23</sup>.

---

<sup>23</sup> Dieser Kalkulationszinssatz wird bei forstwirtschaftlichen Fragestellungen in Deutschland häufig verwendet (Möhring, 2001; Möhring *et al.*, 2006; Möhring *et al.*, 2011; Möhring *et al.*, 2012). Es finden sich aber auch zahlreiche Studien, die einen Kalkulationszins von 2% nutzen (vgl. Kapitel 3.3.1). Die

Alle Deckungsbeiträge zu einem Zeitpunkt  $t$  werden als Produkt aus Einnahmen pro Erntefestmeter abzüglich Kosten  $g$  [Euro pro Erntefestmeter, €/Efm] der zugehörigen Bestandesfläche  $f$  [Hektar, ha] und dem entnommenen Holzvolumen je Hektar zum jeweiligen Zeitpunkt  $v$  [Erntefestmeter je Hektar, Efm/ha] eines Bestandes  $i$  berechnet. Die diskontierten Deckungsbeiträge werden über alle Bestände  $i$  und alle Perioden  $t$  aufsummiert und maximiert (Gleichung 2). Am Ende des Betrachtungszeitraumes fließen die ebenfalls diskontierten kalkulatorischen Nettoerlöse der im Forstbetrieb verbleibenden Holzmengen in diese Summe ein.

$$\max_f NPV = \sum_t \sum_i (g_{it}^w f_{it}^w v_{it}^w + g_{it}^x f_{it}^x v_{it}^x + g_{it}^y f_{it}^y v_{it}^y + g_{it}^z f_{it}^z v_{it}^z) (1+r)^{-t} \quad [2]$$

Die hochgestellten Indices in Gleichung 2 stehen für die verschiedenen Managementoptionen. Berücksichtigt werden Deckungsbeiträge aus Durchforstungen  $w$ , Ernte  $x$  und zwangsbedingten Holzeinschlägen  $z$ . Hinzu kommen Deckungsbeiträge aus dem Aufwuchs  $y$  in Folge der Abnutzung alter Bestände. Die abdiskontierten Abtriebswerte aller Bestände zum Ende des Betrachtungszeitraumes werden als hypothetische Deckungsbeiträge ebenfalls integriert, so dass sich der Ertragswert des Betriebs über den Betrachtungszeitraum hinweg ergibt.

Die Maximierung der Barwertsumme spiegelt das mögliche Investitionskalkül eines risikoneutralen Entscheidungsträgers wider. Etwaige Unsicherheiten beispielsweise durch die Volatilität der Holzpreise oder durch Kalamitäten werden aber nicht berücksichtigt.

Als zweite Zielfunktion wird der Risikonutzen maximiert (*Maximization of the Certainty Equivalent*; Max. CE). Im Unterschied zur Maximierung der Barwertsumme wird die durch Holzpreisschwankungen und natürliche Störungen verursachte Variabilität der Barwertsumme in Form eines Risikoabschlags in die Zielfunktion integriert. Dazu wird zunächst die erwartete Barwertsumme  $E(NPV)$ , wie in Gleichung 2 beschrieben, kalkuliert. Von dieser wird dann ein vom Risiko abhängiger Abschlag abgezogen, wodurch sich das Sicherheitsäquivalent ergibt. Den Risikoterm kann man

---

Verzinsung zehnjähriger Bundesanleihen lag in den letzten Jahren ebenfalls in dem Bereich zwischen 1,5% und 2%, wobei es sich dabei allerdings um einen Nominal- und keinen Realzins handelt.

als Gewichtung der halben Varianz des erwarteten Barwertes  $\sigma_{NPV}^2$  mit einem Faktor verstehen, welcher der absoluten Risikoaversion  $c$  entspricht (Gleichung 3).

$$\max_f CE = E(NPV) - \frac{c}{2} * \sigma_{NPV}^2 \quad [3]$$

Die Risikoaversion gibt Auskunft über die Risikoneigung eines Entscheidenden. Das Sicherheitsäquivalent ist eine Möglichkeit, dies auszudrücken. Dabei handelt es sich um eine sichere Zahlung, die ein Entscheidungsträger oder Investor gegenüber dem Erwartungswert der unsicheren Zahlung als gleichwertig betrachten würde. Die Risikopräferenz eines Investors kann damit an seinem Sicherheitsäquivalent in Verbindung mit dem Erwartungswert der unsicheren Erfolgsgröße abgelesen werden. Im beschriebenen Fall der Risikoaversion ist das Sicherheitsäquivalent immer kleiner als der Erwartungswert der Verteilung.

Das Sicherheitsäquivalent wird hier auf Basis einer negativen Exponentialfunktion kalkuliert, was eine Normalverteilung der Barwerte unterstellt (Hildebrandt und Knoke, 2011). Spremann (1996) schlägt vor, diesen Risikoaversionskoeffizienten  $c$  als Quotient aus der relativen Risikoaversion (1 = niedrige und 2 = hohe relative Risikoaversion) und dem Anfangswohlstand zu berechnen. Diesem Ansatz folgt auch die vorliegende Arbeit: Angesichts des risikomeidenden Verhaltens von Waldbesitzern wurde eine hohe Risikoaversion unterstellt<sup>24</sup>. Für die Testbetriebe liegen allerdings keine Kaufpreise als Schätzgröße für den Anfangswohlstand vor. Daher wurde eine kalkulatorische Größe herangezogen, die wie folgt hergeleitet wurde: Der jährliche Reinertrag der unter 500 ha großen Körperschaftswälder lag im Forstwirtschaftsjahr 2011 bei 188 Euro/Hektar (€/ha; BMELV, 2012). In etwas älteren Studien wurden für ebenfalls fichtendominierte Betriebe Überschüsse von 100 €/ha kalkuliert (Knoke, 2003; Küblböck, 2008) – wohlgermerkt zu Zeiten schlechterer Holzpreise. Es wurde für die vorliegende Studie daher davon ausgegangen, dass ein langfristiger jährlicher Überschuss in mittlerer Höhe von 150 €/ha erwirtschaftet werden kann. Wenn man diesen Reinertrag von 150 €/ha als

<sup>24</sup> Während ökologisch orientierte Personen häufig vom schlechtesten Fall ausgehen, betrachten Ökonomen eher durchschnittliche Risikoausprägungen (Dresner, 2002). Unabhängig davon wird die Mehrzahl der Bevölkerung und auch der Waldbesitzer als risikomeidend eingeschätzt (Moog, 2004; Kangas *et al.*, 2010).

ewige Rente betrachtet und mit dem Zinssatz von 1,5% kapitalisiert, ergibt sich ein möglicher Anfangswohlstand in Höhe von 10.000 €/ha.

Für die Berechnung der Varianz des erwarteten Barwertes  $\sigma_{NPV}^2$  wurde zunächst die Standardabweichung der Barwerte jedes Bestandes  $\sigma_{NPV}$  in jeder Periode kalkuliert, indem Variationskoeffizienten mit den erwarteten Barwertbeiträgen multipliziert wurden. Das Produkt der Standardabweichungen der Barwerte zweier Bestände wurde dann mit dem entsprechenden Korrelationskoeffizienten multipliziert, um die Kovarianz der Barwerte beider Bestände zu erhalten. Die Produkte wurden dann zunächst für jede Periode und schließlich über alle Perioden hinweg als Gesamtvarianz der erwarteten Barwertsumme aufaddiert. Auf diese Berechnung geht Kapitel 3.2.6.3 „Korrelations- und Kovarianzmatrizen“ noch näher ein.

Die dritte getestete Zielfunktion ist der Value-at-Risk der Barwertsumme; dieser wird ebenfalls maximiert (*Maximization of the Value-at-Risk of the Net Present Value*; Max. VaR). Er weicht von den beiden vorherigen Funktionen insofern ab, dass nicht der Erwartungswert oder der um einen Risikoabschlag reduzierte Erwartungswert, sondern ein *Worst-Case*-Schwellenwert maximiert wird. Der Value-at-Risk der Barwertsumme wurde für diese Studie ausgewählt,

- a) um eine Zielfunktion mit einer besonders starken Risikoaversion zu integrieren, die das Gesamtrisiko von Investitionsentscheidungen einschätzt (Kremers, 2002), und
- b) um auf die besondere Bedeutung vorsichtiger Nutzungsstrategien hinzuweisen, die im Zusammenhang mit dem Leitbild forstlicher Nachhaltigkeit und der Verpflichtung zu intergenerationeller Gerechtigkeit hergeleitet werden können (Endres und Querner, 2000; Grunwald und Kopfmüller, 2006; Hahn, 2008; Hildebrandt und Knoke, 2009; Hahn und Knoke, 2010).

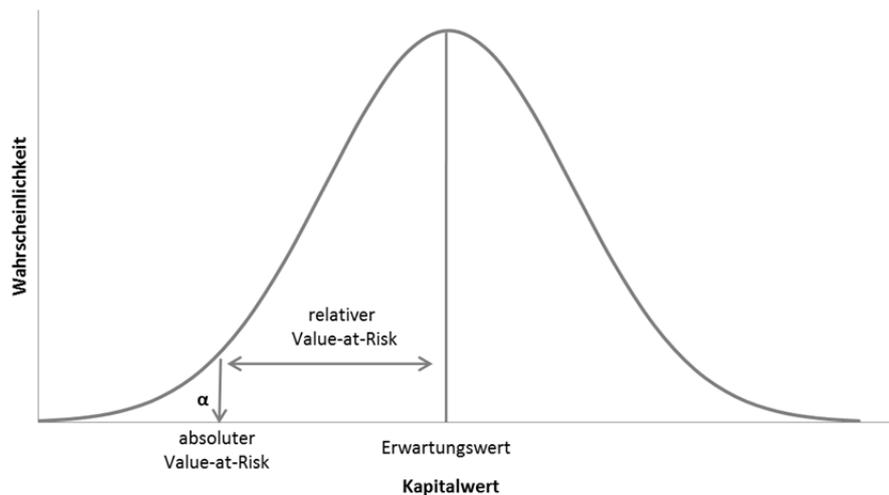
Der Value-at-Risk wurde als betriebsweite, integrierende Risikokennzahl zur Charakterisierung von Marktrisiken entwickelt (Dowd, 1998). Das Risiko bei der Bewirtschaftung von Forstbetrieben muss jedoch weiter gefasst werden. Neben den

Holzpreisrisiken ist auch die Höhe der Holznutzungen (z.B. aufgrund von Sturmereignisse) unsicher. Daher wird der Value-at-Risk in der vorliegenden Arbeit auf die Barwertsumme bezogen (Kremers, 2002).

Allgemein bezeichnet der Value-at-Risk den möglichen Verlust eines Portfolios, der mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit  $\alpha$  innerhalb eines Zeitabschnittes nicht übertroffen wird (Deutsch, 2005; Hull, 2011). Er vollzieht also eine Downside-Risikomessung (Kremers, 2002).

Der in dieser Studie angewendete Value-at-Risk wird als *absoluter Value-at-Risk* bezeichnet, da er den Wert bei der gewählten Wahrscheinlichkeit  $\alpha$  angibt (Abbildung 6). Daneben findet man in der Literatur auch einen *relativen Value-at-Risk*; er beschreibt die Differenz zwischen Mittelwert und dem Value-at-Risk-Quantil (Kremers, 2002; Jorion, 2007; Musshoff und Hirschauer, 2010). Der relative Value-at-Risk muss für eine Reduzierung der Streuung minimiert werden. Die Reduktion der Streuung kann jedoch auch durch ein deutliches Absenken des Erwartungswertes erreicht werden, was im Extrem zu einem mit hoher Wahrscheinlichkeit negativen Erwartungswert führen kann. Daher wurde in der vorliegenden Arbeit der absolute Value-at-Risk als Zielgröße gewählt.

Der absolute Value-at-Risk beantwortet damit die Frage, „wie schlimm es kommen kann“ (Hull, 2011), quasi als Gewinnunter- oder Verlustobergrenze mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit. Bei der Anwendung für die Messung des Marktpreisrisikos wird diese Grenze auf einen bestimmten Zeitraum bezogen. Da der Value-at-Risk hier aber auf Investitionen bezogen wird, beschreibt er die Unsicherheit darüber, ob die erwarteten Zahlungen innerhalb des Planungszeitraums auch in der erwarteten Höhe erfolgen (vgl. Kremers, 2002).



**Abbildung 6: Darstellung der Konzepte des absoluten und des relativen Value-at-Risk am Beispiel einer Dichtefunktion (verändert nach Kremers [2002], Musshoff und Hirschauer [2010] und Hull [2011]).**

Der Value-at-Risk wird für die Wahrscheinlichkeit  $\alpha$  beschrieben. In der Bewertungspraxis werden für  $\alpha$  1%, 5% oder 25% gewählt. Analog zu den forstlichen Studien von Roessiger (2011), Knoke *et al.* (2012) und Härtl *et al.* (2013) wurde in vorliegender Dissertation das 1%-Quantil maximiert, worin die besondere Verpflichtung für die forstliche Nachhaltigkeit (Generationengerechtigkeit und Vorsichtsprinzip) zum Ausdruck kommt. Folglich kann der Value-at-Risk-Wert lediglich mit der Wahrscheinlichkeit von 1% unterschritten werden.

Die Maximierung des absoluten Value-at-Risk der Barwertsumme hat folglich zum Ziel, dass der Betriebswert, der in 99% der Fälle nicht unterschritten wird, möglichst hoch ausfällt<sup>25</sup>. Das wird durch die Variation der Allokation von Maßnahmen zu Waldorten und Zeitperioden erreicht. Die Wahrscheinlichkeitsverteilung der erwarteten Barwertsummen kann dabei durch ein entsprechend geändertes, stärker diversifiziertes Nutzungsverhalten eine kleinere Standardabweichung erhalten.

Die Differenz zwischen dem zu maximierenden Quantil und dem Erwartungswert lässt sich als Vielfaches  $m$  der Standardabweichung ausdrücken. Die Zielfunktion zur

---

<sup>25</sup> Der Value-at-Risk kann auf Basis von Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Gewinne und Verluste berechnet werden. Im Fall der Gewinne wird der Value-at-Risk durch das linke Verteilungsende, beim Vorliegen einer Wahrscheinlichkeitsverteilung der Verluste als rechtes Verteilungsende beschrieben (Hull, 2011). Entsprechend wird die Maximierung oder die Minimierung des Value-at-Risk angestrebt. Da auf Forstbetriebsebene in der vorliegenden Studie keine negativen Barwertsummen vorkommen, sollen die Ergebnisse in den schlechtesten Fällen möglichst hoch ausfallen.

Maximierung des Value-at-Risk wird in Anlehnung an Härtl *et al.* (2013) dann wie folgt formuliert<sup>26</sup>:

$$\max_f VaR = E(NPV) - \sigma_{NPV} * m \quad [4]$$

### 3.2.3 Entscheidungsvariablen

Grundsätzlich kann die forstplanerische Entscheidung über die Nutzungsintensität und den Nutzungszeitpunkt jedes einzelnen Waldbestandes oder seiner Teile in einem Forstbetrieb als Zuordnungsproblem aufgefasst werden. Wie in Kapitel 2.2.2 bereits skizziert, deckt sich diese Sichtweise mit der Matrix einer räumlich-zeitlichen Zuordnungstabelle in Forstbetrieben, wie sie in den Fachwerksmethoden von Hartig (1795) und Cotta (1804) bereits Anwendung fand. Damit lässt sich das Problem zunächst als simultan optimierte Ernteentscheidung für viele Waldbestände oder für Bestandesteile strukturieren. Die Lösung des Optimierungsproblems bestimmt die Zuordnung von Flächen zu den verschiedenen Maßnahmen und Zeitpunkten (Abbildung 7).

Die Entscheidungsvariablen sind im vorliegenden Beispiel also die Bestandesflächen. Sie können für die Bestimmung der optimalen Lösung variiert werden, woraus sich die Benennung als „veränderbare Zellen“ ableitet (in Abbildung 7 kursiv und in Fettdruck formatiert).

Die Planungsmatrix erstreckt sich je nach Testbetrieb über alle Bestände bzw. Bestandesstraten  $i$  und sechs Perioden, die durch den verwendeten Waldwachstums-simulator SILVA bedingt eine Länge von jeweils 5 Jahren aufweisen.

---

<sup>26</sup> Der Term  $\sigma_{NPV} * m$  beschreibt den relativen Value-at-Risk.

	Periode 1 (t +5)			...	Periode 5 (t +25)			Periode 6 (t +30)	
	Zwangs- bedingte Nutzung	Durch- forstung	Ernte		Zwangs- bedingte Nutzung	Durch- forstung	Ernte	Zwangs- bedingte Nutzung	Bewertung Endvorrat
Bestand 1	Fläche	<i>Fläche?</i>	<i>Fläche?</i>	...	Fläche	<i>Fläche?</i>	<i>Fläche?</i>	Fläche	Fläche
Bestand 2	Fläche	<i>Fläche?</i>	<i>Fläche?</i>	...	Fläche	<i>Fläche?</i>	<i>Fläche?</i>	Fläche	Fläche
Bestand 3	Fläche	<i>Fläche?</i>	<i>Fläche?</i>	...	Fläche	<i>Fläche?</i>	<i>Fläche?</i>	Fläche	Fläche
...	Fläche	<i>Fläche?</i>	<i>Fläche?</i>	...	Fläche	<i>Fläche?</i>	<i>Fläche?</i>	Fläche	Fläche
∑ Bestände	Fläche	<i>Fläche?</i>	<i>Fläche?</i>	...	Fläche	<i>Fläche?</i>	<i>Fläche?</i>	Fläche	Fläche

**Abbildung 7: Darstellung forstlicher Entscheidungen als Raum-Zeit-Kontinuum, das durch die Zuordnung von Bestandesflächen zu Maßnahmen und Zeitpunkten definiert wird. Hier ist eine Planung über sechs Perioden mit einer Länge von je fünf Jahren dargestellt.**

Zum Ende jeder Periode kann die zur Verfügung stehende Bestandesfläche auf die Behandlungsoptionen „Durchforstung“ oder „Ernte“ aufgeteilt werden. In Periode 6 steht keine Durchforstung zur Auswahl, da die Periode namentlich der Bilanzierung des Holzvorrates dient (Abbildung 7). Eine dritte Variante, die „zwangsbedingte Nutzung“, ist nicht wählbar, da die Schadflächen bereits zu Periodenbeginn ausgeschieden werden. Schadflächen entstehen durch die Simulation abiotischer und biotischer Kalamitäten, die in Abhängigkeit vom Bestandesalter, der Baumartengruppe und bei Fichte auch abhängig vom Mischungsanteil des Laubholzes eingehen (mehr dazu im Kapitel 3.2.6.1). Geräumte Flächen werden in den Folgeperioden als „Aufwuchsflächen“ gegliedert nach Alter zusammengefasst. Da diese maximal ein Alter von 25 Jahren (bei einer Ernte zum Ende der ersten Periode) erreichen, werden innerhalb des Aufwuchses nur Pflege- und ggf. Durchforstungsmaßnahmen geplant.

Wie die Zuordnung der Bestandesflächen erfolgen soll, wird durch die Zielfunktion und die Restriktionen festgelegt. Im vorliegenden Fall sollen die Flächen innerhalb der Raum-Zeit-Matrix so verteilt werden, dass einmal der Barwert, und alternativ der Risikonutzen oder der Value-at-Risk der Barwertsumme maximiert wird (vgl. Kapitel 3.2.2).

### 3.2.4 Restriktionen

Restriktionen dienen der Angleichung des Optimierungsproblems an die reale Situation. Sie können die Zahl der Handlungsmöglichkeiten verringern, was aber nicht zwingend Einfluss auf die Zielfunktion haben muss. Man kann sich diese Anpassung des Aktionsraums an die realen Gegebenheiten gut als räumlichen Zuschnitt vorstellen: Der anfängliche Aktionsraum wird durch Restriktionen beschnitten. Dadurch verringert sich die Anzahl alternativer Aktionsmöglichkeiten. Wenn diese Beschränkung durch eine Restriktion zu einer Verringerung der Zielfunktion führt, nennt man sie bindend.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurden ausschließlich Flächenrestriktionen verwendet, um die Unterschiede zwischen den Zielfunktionen für unterschiedlich risikoaverse Entscheidungsträger eindeutig und zweifelsfrei zu identifizieren.

Die anfänglichen Bestandesflächen wurden aus der Flächengliederung der Forstbetriebe entnommen (Kapitel 3.2.1.1 bis 3.2.1.3). Diese initialen Bestandesflächen  $f_i$  wurden ab dem ersten möglichen Eingriff durch zwangsbedingte Nutzungen  $f_{i0}^z$  zu Beginn der ersten Periode vermindert (Gleichung 5). Die zwangsbedingten Nutzungen werden als alters-, baumartengruppen- und bei Fichtenbeständen mischungsabhängige Ausfallraten auf die behandelbare Bestandesfläche bezogen (vgl. nachfolgend Kapitel 3.2.6.1). Zwangsbedingte Nutzungen wurden zum Beginn der Periode bilanziert, weil die Mortalität im Waldwachstumsmodell SILVA zum Periodenbeginn einsetzt. Da sich die Vorratswerte der ausscheidenden und verbleibenden Bestände auf das Periodenende beziehen, wurden diese Eingriffe zum Periodenende – um fünf Jahre versetzt – aktiviert. Zum Ende der ersten Periode kann die verbleibende Bestandesfläche auf die Behandlungsoptionen „Durchforstung“ und „Ernte“ aufgeteilt werden (Gleichung 5). Dabei werden Flächen, die nicht endgenutzt werden, automatisch durchforstet<sup>27</sup>. Die Durchforstungsfläche ergibt sich aus dem Saldo aus behandelbarer Fläche abzüglich

---

<sup>27</sup> Da in der zugrundeliegenden Waldwachstumssimulation eine leichte Durchforstung hinterlegt ist (Kapitel 3.2.5.1), wurde keine Wahlmöglichkeit zwischen „Durchforstung“ und „keine Durchforstung“ zugelassen. Andernfalls käme es in späteren Perioden einem Auseinanderdriften der Datenbasis der Optimierung und der Waldwachstumssimulation.

„zwangsbedingter Nutzungen“  $f_{i5}^w$  und „Ernte“  $f_{i5}^x$ ; „zwangsbedingte Nutzungen“ und „Durchforstungen“ sind also nicht optional.

$$f_i - f_{i0}^z = f_{i5}^w + f_{i5}^x \quad \forall i \quad [5]$$

Für alle folgenden Fünfjahresperioden muss die Flächensumme eines Bestandes  $i$  aus „zwangsbedingten Nutzungen“  $f_{it}^z$ , „Durchforstung“  $f_{it}^w$  und „Ernte“  $f_{it}^x$  der Durchforstungsfläche der Vorperiode  $f_{it-5}^w$  entsprechen. Diese Flächenrestriktion lautet zusammengefasst wie folgt (Gleichung 6):

$$f_{it}^w = f_{it-5}^w - f_{it}^z - f_{it}^x \quad \forall i, t \geq 5 \quad [6]$$

Alle Flächen der geernteten Bestände  $f_{it}^x$  und  $f_{it}^z$  bilden in der kommenden Periode die Fläche der zukünftigen Waldgeneration. Auf ihnen wird bereits wieder Holzvorrat akkumuliert. Daher sind diese Flächen ebenfalls zu berücksichtigen. Da der Großteil der Aufwuchsflächen aus regulärem Abtrieb stammt und dieser erst zum Periodenende bilanziert wird, erfolgt die Anrechnung der Aufwuchsfläche erst in der Folgeperiode.

$$f_{it}^y = f_{it-5}^x + f_{it-5}^z \quad [7]$$

Als eine theoretisch anmutende, aber notwendige Restriktion ist das Kriterium der Nichtnegativität zu sehen: Es schließt negative Bestandesflächen aus (Gleichung 8).

$$f_{it}^{(w,x;z)} \geq 0 \quad \forall i, t \quad [8]$$

### 3.2.5 Koeffizienten

Die vorliegende Untersuchung ist, wie erläutert, methodisch ausgerichtet. Da ihr aber Daten realer Forstbetriebe zugrunde liegen, sind für die Berechnung der bestandes- und periodenweisen Barwerte eine Vielzahl von Koeffizienten notwendig. Diese werden im Folgenden beschrieben.

#### 3.2.5.1 Simulation des Waldwachstums

Für den Forstbetrieb Hausham wurden die Revierbuchdaten als Eingangsgrößen für die Simulation des Waldwachstums genutzt. Die Datenqualität der Revierbuchangaben ließ sich nicht überprüfen, da keine Informationen zur Datenerhebung (Inventurverfahren, Präzision etc.) vermerkt waren. Dies stellt jedoch keinen Hinderungsgrund für diese Untersuchung dar, zumal diese Ausgangssituation für viele (kleinere) Forstbetriebe typisch sein dürfte.

Die Simulationen des Waldwachstums wurden für einen Zeitraum von 30 Jahren von Moshammer (Lehrstuhl für Waldwachstumskunde, TUM) mit dem Waldwachstumssimulator SILVA (Pretzsch *et al.*, 2002) durchgeführt. Um Entscheidungsfreiraum für den Optimierungsansatz nicht vorab zu beschneiden, wurde keine Ernte simuliert; diese Entscheidung bleibt bewusst dem finanziellen Optimierungskalkül überlassen. Durchforstungen wurden als schwache Niederdurchforstungen ausgeführt.

Die Simulationen des Waldwachstums über 30 Jahre für die Straten des Forstbetriebs Zusmarshausen (BaySF) basieren auf Aufnahmen einer permanenten Stichprobeninventur. Nach der Stratifizierung wurden Wuchsprojektionen für einen Zeitraum von 30 Jahren angefertigt; die erforderlichen Simulationsdaten konnten aus einem abgeschlossenen Forschungsprojekt übernommen werden.

#### 3.2.5.2 Herleitung von Deckungsbeiträgen

Nachfolgend wurden mit güte- und stärkeabhängigen Holzpreisen sowie stärke- und verfahrensbedingten Aufarbeitungskosten Deckungsbeiträge und Abtriebswerte errechnet. Letztere ergeben sich nach der Multiplikation der holzerntekostenfreien Erlöse mit den entsprechenden Bestandesflächen und Holzvorräten. Werden die Abtriebswerte abdiskontiert, ergibt sich der Barwertbeitrag eines Bestandes aus der jeweiligen Periode.

Die Annahmen für die Herleitung von Deckungsbeiträgen sind in Tabelle 5 aufgeführt. Sie wurden für den Forstbetrieb Hausham und den daraus erzeugten virtuellen Forstbetrieb mit ausgeglichenen Flächenanteilen in den Altersklassen ermittelt. Für den Betrieb Zusmarshausen fanden dieselben Koeffizienten Anwendung, da bei der Optimierung die Vergleichbarkeit im Mittelpunkt stand.

**Tabelle 5: Annahmen für die Herleitung von Deckungsbeiträgen.**

<b>Stärkesortierung</b>	Nach Baumartengruppe (Fichte, Buche), Bestandesalter (in 10-Jahres-Schritten) und Nutzungsart (Durchforstung, Ernte): entsprechend der Sortierungen zu Simulationen aus Clasen <i>et al.</i> (2011) für das Wuchsgebiet 14 „Schwäbisch-Bayerische Jungmoräne und Molassevorberge“; Angaben für nicht enthaltene Alter wurden gutachterlich ergänzt.
<b>Gütesortierung</b>	Nach Baumartengruppe (Fichte, Buche): Werte entsprechend der Holzpreisstatistik der BaySF. Für Fichte: Durchschnitt der Sortierungen L + SL für die Jahre 2007-2011. Für Buche: Durchschnitt der Sortierungen L für den gleichen Zeitraum. Diese Güteverteilung wurde für Durchforstungs- und Erntebestände verwendet. Einzige Abweichung ist der Zuschlag der geringen A-Holz-Mengen bei Fichten-Durchforstungen zu der Güte C. Bei Buche wurde grundsätzlich auf A-Holz verzichtet und dessen Anteil von 0,52% der Güteklasse C zugeschlagen.
<b>Holzpreise</b>	<u>Regulärer Einschlag:</u> nach Baumartengruppe (Fichte, Buche), Güte- und Stärkeklasse differenziert. Für die Güteklasse B ergaben sich folgende Preisspannen: Fichte von 40 bis 87 €/Efm (basierend auf Mischpreisen der Holzpreisstatistik der BaySF für die Sortimente Fichte L und SL, Zeitraum 2007-2011), Buche von 50 bis 127 €/Efm (Mischpreise aus der Holzpreisstatistik der BaySF für Buche L, Zeitraum ebenfalls 2007-2011). <u>Reduktion bei zwangsbedingtem Holzeinschlag</u> für Minderung der Holzpreise bei großflächigen Schadereignissen und erhöhte Aufarbeitungs- und Wiederbegründungskosten: 50% in Orientierung an Dieter (2001) und Staupendahl und Möhring (2010); bei zwangsbedingten Holznutzungen in Beständen mit dem Merkmal „Seilbringung“ erfolgte kein Holzverkauf.
<b>Aufarbeitungskosten</b>	Nach Baumartengruppe (Fichte, Buche) und Nutzungsart (Durchforstung, Ernte): Werte in Abstimmung mit dem zuständigen Revierleiter für den Forstbetrieb Hausham (Hr. Lechner, Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Miesbach), Stand 2009/2010: 14,00 bis 23,50 €/Efm: Darüber hinaus wurden Werte für die Aufarbeitung von zwangsbedingten Holznutzungen und für Pflegen unterstellt.

Alle Bewertungsannahmen sind grundsätzlich variabel und können an abweichende Gegebenheiten angepasst oder zum Variantenstudium variiert werden. Eine möglichst automatisierte Bereitstellung der Koeffizienten kann über das Microsoft Excel®-Optimierungsblatt „Excel Hausham“ erfolgen (Hahn, 2013).

Im Rahmen der vorliegenden Dissertation wurden insbesondere Zinssätze und Holzpreise variiert (dazu später Kapitel 3.3).

### 3.2.6 Grundlagen zur Ableitung der Risikokoeffizienten

Nachfolgend werden Ausfallwahrscheinlichkeiten und Schwankungen der Barwerte als Risikokoeffizienten vorgestellt<sup>28</sup>. Wie diese in die untersuchten Zielfunktionen eingehen, wurde im Kapitel 3.2.2 bereits grundsätzlich erläutert.

#### 3.2.6.1 Überlebenswahrscheinlichkeiten und Ausfallraten

Zwangsbedingte Nutzungen werden aus den von Alter und Mischung abhängigen Überlebenswahrscheinlichkeiten nach Griess *et al.* (2012) abgeleitet. Diese Studie stellt nach Kenntnis des Autors erstmals quantifizierbare, Mischungssensitive Überlebenswahrscheinlichkeiten der Fichte dar. Weil deren Datengrundlage auf der rheinland-pfälzischen Waldzustandserhebung basiert, mussten die Koeffizienten zur Beschreibung der Überlebenskurven an die örtlichen Gegebenheiten in Hausham angepasst werden.

Dazu wurde die ermittelte Weibull-Funktion verwendet; die standortsbeschreibenden unabhängigen Variablen wurden in Bezug auf Reliefform, Bodentiefe, Nährstoffverfügbarkeit, Mischungsform und den Zeitpunkt des letzten Eingriffs geändert (Griess *et al.*, 2012). Auf diese Weise konnten altersabhängige Überlebenswahrscheinlichkeiten für reine Fichtenbestände, Fichtenbestände mit einem mittleren Fichtenanteil von 93% (Fichtenanteil zwischen 99,9% und 80%), Fichten mit einem mittleren Fichtenanteil von 49% (Fichtenanteil unter 80%, solange die Fichte noch führende Baumart bleibt) und Laubholzbestände errechnet werden. Abbildung 8 zeigt die für den Forstbetrieb Hausham unterstellten Überlebenswahrscheinlichkeiten.

Die Umrechnung der Überlebenswahrscheinlichkeiten in Ausfallraten erfolgte mittels der in Kapitel 2.2.3.2 dargestellte Formel. Um die zu erwartenden Ausfallflächen zu erhalten, wurde die Ausfallwahrscheinlichkeiten mit der noch vorhandenen Bestandesfläche multipliziert.

---

<sup>28</sup> Die Integration der Risiken wurde aufgrund der Bedeutung der Risikoberücksichtigung für die vorliegende Arbeit in einem eigenen Unterkapitel behandelt, obwohl es sich ebenfalls um Koeffizienten für die nicht-lineare Optimierung handelt.

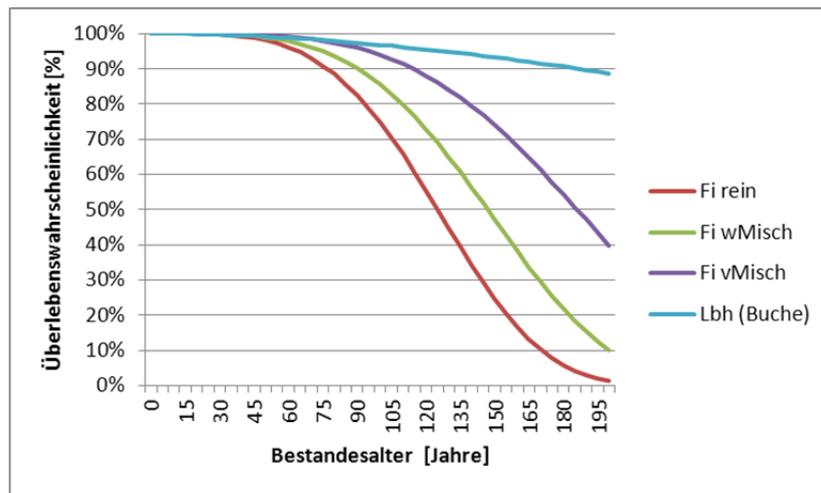


Abbildung 8: Überlebenswahrscheinlichkeit für die vier unterschiedenen Bestandestypen. Es wurden drei Straten für Bestände mit führender Fichte ausgeschieden: ‚Fi rein‘ für Bestände mit nahezu 100% Fichte, während ‚Fi wMisch‘ Fichten-Bestände mit einem Fichtenanteil von 80-99,9% und ‚Fi vMisch‘ führende Fichtenbestände mit einem Fichtenanteil unter 80% umfasst. Die gezeigten Kurven weichen von der bei Griess *et al.* (2012) angegebenen Baseline-Funktion ab, da die Standortfaktoren auf die Haushammer Verhältnisse angepasst wurden. Das Stratum ‚Lbh‘ fasst alle Laubholz-Misch- und -Reinbestände zusammen; für dieses Stratum wurde eine Auswertung der Buchendaten der rheinland-pfälzer Waldzustandserhebung von Härtl am Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung der TUM in Anlehnung an Griess *et al.* (2012) durchgeführt (siehe dazu Hahn *et al.* [2014]).

### 3.2.6.2 Schwankungen der Barwerte

Die Variabilität der Barwerte, die aus natürlichen Ausfällen und Schwankungen der Holzpreise resultiert, wurde über Variationskoeffizienten berücksichtigt. Dieses Vorgehen ist notwendig, da die Barwerte bisher nur als Erwartungswerte ohne Berücksichtigung ihrer Schwankungen in die Optimierung eingehen.

Die verwendeten Variationskoeffizienten sind in Tabelle 6 dargestellt. Sie sind alters- und bestandestypenabhängig und basieren auf dem relativen Anteil der Standardabweichungen an den Deckungsbeiträgen, die Roessiger *et al.* (2011) für Waldbestände mit ähnlichen standörtlichen Bedingungen kalkuliert haben<sup>29</sup>. Durch Multiplikation mit den Barwerten erhält man wieder Standardabweichungen in Euro.

<sup>29</sup> Im Unterschied zu den Daten bei Roessiger *et al.* (2011) wurden einige Anpassungen an die vorliegende Fallstudie vorgenommen. So erfolgten beispielsweise die Monte-Carlo-Simulationen ohne Ansatz von Kosten für die Wiederbegründung, weil in den Testbetrieben überwiegend Naturverjüngung genutzt wird, und mit stabilen Holzerntekosten.

**Tabelle 6: Variationskoeffizienten der diskontierten Deckungsbeiträge von Eingriffen nach Alter und Bestandestyp. Die Werte der Tanne wurden aufgrund des hohen Tannenanteils im Forstbetrieb Hausham ausgewiesen.**

Alter	Fichte	Tanne	Laubholz
5	37%	25%	19%
10	37%	25%	19%
15	37%	25%	19%
20	37%	25%	19%
25	37%	25%	19%
30	37%	25%	19%
35	34%	24%	18%
40	31%	23%	18%
45	27%	21%	18%
50	24%	20%	19%
55	22%	20%	19%
60	21%	19%	19%
65	21%	19%	18%
70	21%	19%	18%
75	20%	19%	18%
80	20%	19%	18%
85	21%	18%	17%
90	21%	18%	17%
95	21%	18%	17%
100	21%	18%	16%
105	21%	18%	16%
110	22%	18%	16%
115	22%	17%	15%
120	23%	17%	15%
125	22%	17%	15%
130	23%	17%	14%
135	24%	17%	14%
140	26%	18%	14%
145	28%	18%	13%
150	30%	18%	12%
155	33%	19%	12%
160	35%	19%	11%
165	38%	20%	11%

Bestände, die im Rahmen der Optimierung bis zum Ende des Planungszeitraums noch nicht zur Ernte vorgesehen sind, wurden mit dem Abtriebswert bewertet. Um Diversifikationsmöglichkeiten jenseits der abgelaufenen Betrachtungsperiode zu

berücksichtigen, wurden die Variationskoeffizienten für die letzte Periode in Orientierung an Knoke *et al.* (2012) halbiert.

Für das Variantenstudium mit geänderten Holzpreisen (Holzpreisszenarien) wurden die Variationskoeffizienten proportional zur Veränderung der Holzpreise variiert (Kapitel 3.3.2).

### 3.2.6.3 Korrelations- und Kovarianzmatrizen

Die Deckungsbeiträge der Bestände schwanken in vielen Fällen nicht gleichgerichtet. Daher wurden Korrelationen der Barwerte der Deckungsbeiträge aller Waldbestände gutachterlich geschätzt und periodenweise berücksichtigt. Da die Berücksichtigung der Korrelationen auf der Bestandesebene erfolgte, kann dies als eine der größten Herausforderungen bei der Umsetzung des nicht-linearen Betriebsoptimierers gelten: Es wurden die Kovarianzen der bis zu 50 Waldbestände je Periode miteinander berücksichtigt<sup>30</sup>.

Die Korrelationen wurden in Abhängigkeit von Baumart und Bestandesalter zugeordnet, weshalb die Kalkulation für jede der 6 Perioden erfolgte. Sie folgen aus einer gegebenenfalls unterschiedlichen Betroffenheit der Bestände von Störereignissen: Entscheidungsrelevant ist dabei die den Bestand dominierende Baumart und die Baumhöhe, die über das Bestandesalter indirekt berücksichtigt wird. Hinzu kommt eine eventuell andere Holzpreisdynamik, wenn Holzpreise nicht gleichgerichtet schwanken: Das kann bei Fichte und Buche beobachtet werden, deren Holzpreise im Zeitraum von 1985 bis 2012 mit 0,06 nur schwach positiv korreliert waren. Rechnet man die Sturmjahre heraus, war die Korrelation mit -0,33 sogar negativ<sup>31</sup> (BayStFoV, 1985-2004; BaySF, 2004-2011).

Die Korrelationen der Bestände wurden gutachterlich auf einen Bereich zwischen „0,08“ und „1“ festgelegt. Die Korrelationen von Fichten- mit Laubholzbeständen und umgekehrt wurden in Anlehnung an die Literatur auf „0“ festgesetzt (z.B. Knoke *et al.*, 2005). Tabelle 7 gibt ein Beispiel für die Korrelationen zwischen Beständen des Forstbetriebs Hausham.

---

<sup>30</sup> Da dieser Rechenschritt sehr umfangreich ist, haben bisherige Studien die Zuweisung der Korrelationen nach Bestandesgruppen zusammengefasst (z.B. Knoke [2003] und Härtl *et al.* [2013]).

<sup>31</sup> Ein Korrelationskoeffizient von „1“ beschreibt eine vollständige positive Korrelation, „0“ keine Korrelation und „-1“ eine vollständige negative Korrelation.

**Tabelle 7: Beispiel einer Korrelationsmatrix, bei der die Korrelationen in Abhängigkeit von der führenden Baumart und dem Bestandesalter zugewiesen wurden. Es handelt sich um einen Auszug der Korrelationsmatrix aus der ersten Periode (t+5 Jahre) für den Forstbetrieb Hausham.**

Bestands- code					101	102	103	104
	Waldort	Alter (t0)			75	35	30	20
			Alter	aktuell	80	40	35	25
		aktuell	führende Baumart	Buche	Weiss- erle	Fichte	Weide	
101	I1 Berghalde	75	80	Buche	<b>1,000</b>	0,487	0,000	0,080
102	I2 Berghalde	35	40	Weisserle	0,487	<b>1,000</b>	0,000	0,240
103	I3 Berghalde	30	35	Fichte	0,000	0,000	<b>1,000</b>	0,000
104	I4 Berghalde	20	25	Weide	0,080	0,240	0,000	<b>1,000</b>

Die Korrelationen  $cor$  der Waldbestände,  $1$  bis  $n$ , werden durch die Vektoren  $c$  für die möglichen unsicheren Barwerte für die Perioden  $t$  festgelegt. Somit ergeben sich Korrelationsmatrizen von  $n*n$  Zellen pro Periode. Formal können diese für jede Periode vorliegenden Kreuztabellen wie folgt beschrieben werden (Gleichung 9):

$$Cor_t = \begin{pmatrix} cor(c_{1t}, c_{1t}) & \cdots & cor(c_{1t}, c_{nt}) \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ cor(c_{nt}, c_{1t}) & \cdots & cor(c_{nt}, c_{nt}) \end{pmatrix} \quad [9]$$

Wenn nun das Ausmaß der Schwankungen und deren Gleichklang bekannt sind, können für alle Bestandespaare  $x$  und  $y$ , mit  $x$  und  $y$  gleich  $1$  bis  $n$ , in jeder Periode  $t$  die Kovarianzen  $Covar$  errechnet werden. Dazu werden die Standardabweichungen der Barwerte  $S$  (vgl. Kapitel 3.2.6.2) der jeweils paarweise betrachteten Bestände,  $1/1$  bis  $n/n$ , mit dem entsprechenden Korrelationskoeffizient multipliziert. Die Kovarianzen für eine Periode  $t$  werden durch Aufsummierung aller Kovarianzen berechnet (Gleichung 10).

$$Covar_t = \sum_t \begin{pmatrix} cor(c_{1t}, c_{1t}) * S_{1t} * S_{1t} & \cdots & cor(c_{1t}c_{nt}) * S_{1t} * S_{nt} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ cor(c_{nt}, c_{1t}) * S_{nt} * S_{1t} & \cdots & cor(c_{nt}c_{nt}) * S_{nt} * S_{nt} \end{pmatrix} \quad [10]$$

Die periodenweise aufsummierten Kovarianzen  $Covar_t$  werden dann zu der Varianz des erwarteten Barwertes  $\sigma_{NPV}^2$  zusammengefasst (Gleichung 11).

$$\sigma_{NPV}^2 = \sum_t Covar_t \quad [11]$$

Die Gesamtvarianz  $\sigma_{NPV}^2$  geht in die Zielfunktion „Maximierung des Risikonutzens“ ein. Für die „Maximierung des Value-at Risk der Barwertsumme“ wird sie in die Standardabweichung umgerechnet.

### 3.2.7 Optimierungssoftware

Die Optimierung wurde mit dem Modell YAFO-A durchgeführt (Härtl *et al.*, 2013), das die Modellierungssoftware AIMMS nutzt (Paragon Decision Technology B.V., 2012). Zur Anwendung kam YAFO-A in der Version 1.1 (Härtl, 2012), die – je nach gewählter Zielfunktion – die Nutzung der linearen oder der nicht-linearen Programmierung ermöglicht. Die Berechnung der Kovarianzen wurde modifiziert, da sie nicht baumarten- sondern bestandesweise erfolgte (vgl. Kapitel 3.2.6.3). Das resultierende Modell<sup>32</sup> wurde bei allen drei Testbetrieben angewendet (Hahn, 2013).

Im Zusammenhang mit der nicht-linearen Programmierung sei an dieser Stelle noch auf den Umgang mit *lokalen Optima* (Knoke *et al.*, 2012) hingewiesen: Aufgrund der Nichtlinearität wird im Rahmen der Optimierung nicht das *globale Optimum*, sondern ein lokales Optimum erreicht. Daher startet YAFO-A von unterschiedlichen Ausgangssituationen. AIMMS bietet dazu die Funktion ‚Multistart‘, bei der Lösungen für 100 zufällig ausgesuchte Startpunkte kalkuliert werden. Die besten 20 dienen als Startpunkt für die Optimierung (Härtl *et al.*, 2013). Somit liegt das erreichte lokale Optimum vermutlich nahe bei dem globalen Optimum.

<sup>32</sup> Modellversion „yaf0\_120723\_ew\_hausham\_20130715.amb“.

Um die zahlreichen Koeffizienten aufzubereiten und finanziell zu bewerten, wurde ein MS Excel<sup>®</sup>-Blatt erstellt. Die aufbereiteten Koeffizienten konnten so zum Einlesen in YAFO-A bereitgestellt und die Ergebnisse der Optimierung wiederum zurückgeschrieben und aufbereitet werden (Hahn, 2013).

### 3.3 *Variantenstudium*

Das Variantenstudium und dessen quantitative Auswertung sind eine Möglichkeit zur Berücksichtigung von Unsicherheiten, für die weder objektive noch subjektive Wahrscheinlichkeitsverteilungen, geschweige denn Kenntnisse zu Art und Richtung möglicher Effekte vorliegen (Roeder, 2003a, 2003b; Knoke *et al.*, 2012). Dies dient nicht nur der Absicherung des Hypothesentests (Doole und Pannell, 2013), sondern gleichermaßen der Beantwortung der Forschungsfragen aus Kapitel 2.2.3.5.

Auf Basis der betrieblichen Koeffizienten wurden verschiedene *Varianten* kalkuliert, die sich auf unterschiedliche Konstellationen des Aktionen- und Zustandsraums beziehen: Die beeinflussbaren Veränderungen werden mit Bezug auf Grünig und Kühn (2005) als *Optionen* bezeichnet, da sie über die veränderbaren Zellen beeinflusst werden können. Wenn mit Hilfe von Varianten die Auswirkungen unterschiedlicher Ausprägungen des Zustandsraumes (also beispielsweise verschiedene Holzpreisentwicklungen) untersucht werden, wird in der vorliegenden Arbeit in Anlehnung an Grünig und Kühn (2005) von *Szenarien* gesprochen. Szenarien sind somit eine Möglichkeit, Unsicherheit durch Annahmen möglicher, in sich plausibler Entwicklungen und Ereignisse in Planungen zu integrieren (Roeder, 2003a; Knoke *et al.*, 2012).

Die Zielsetzungen und deren Umsetzung über *Entscheidungskriterien* werden in der vorliegenden Arbeit ebenfalls unter den Variantenbegriff eingeordnet. Der Terminus „Varianten“ umfasst folglich alle in Abbildung 9 kursiv gedruckten Begriffe.

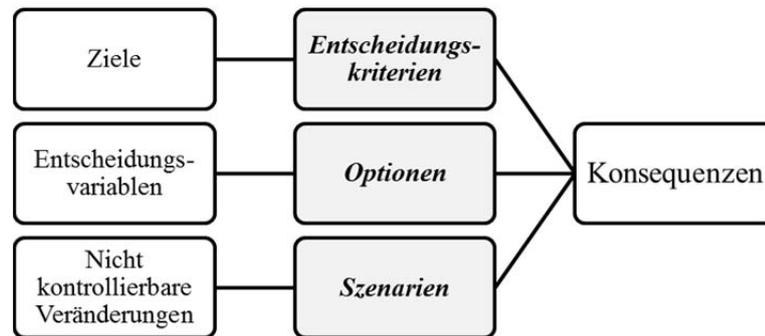


Abbildung 9: Unterscheidung wichtiger Begriffe der Entscheidungstheorie nach Grünig und Kühn (2005).

In der vorliegenden Arbeit wurden folgende Kriterien und Koeffizienten variiert:

- Entscheidungskriterien
  - Auswahl von drei Zielfunktionen, die sich im Grad der Risikoaversion unterscheiden (vgl. Kapitel 3.2.2).
  - Zinsforderungen<sup>33</sup> im Bereich der branchenüblichen forstlichen Zinssätze für Deutschland von 1,5% (Basisvariante) und 2% (vgl. nachfolgend Kapitel 3.3.1).
- Handlungsoptionen
  - Perioden- und bestandesweise Entscheidung zwischen Durchforstung und Ernte (Kapitel 3.2.3).
- Szenarien
  - Holzpreisvariation: über den Planungszeitraum gleichbleibende und jeweils schwach und stärker kontinuierlich ansteigende bzw. fallende Holzpreise (vgl. nachfolgend Kapitel 3.3.2)

Zudem wurden die Auswirkungen für verschiedene Altersstrukturen und Betriebe getestet (vgl. Kapitel 3.2.1).

### 3.3.1 Kalkulationszinssätze

Für die Basisvarianten der Ertragsoptimierung wurde ein risikofreier Realzins von 1,5% verwendet (vgl. Kapitel 3.2.2). Bei Studien zu forstwirtschaftlichen Fragen in Deutschland werden allerdings auch Kalkulationszinsen in Höhe von 2% angenommen (Möhring *et al.*, 2006; Clasen *et al.*, 2011; Möhring *et al.*, 2011; Clasen und Knoke,

---

<sup>33</sup> Die Zinsforderungen sind in dieser Untersuchung den Zielen zugeordnet, da sie die Zeitpräferenz des Entscheidungsträgers spiegeln.

2013; Härtl *et al.*, 2013). Diese Zinsforderung deckt sich mit dem Ergebnis einer Studie von Benítez *et al.* (2007), die eine Regressionsfunktion für länderspezifische risikofreie Zinssätze aufgestellt haben. Sie gingen dabei von der Annahme aus, dass der minimale risikofreie Zins bei 3% liegt. Daher wurde der eigentlich niedrigere Wert für Deutschland auf 3% gesetzt. Knoke *et al.* (2012) haben mit der Regression von Benítez *et al.* (2007) einen risikofreien Zins für Deutschland von 2,1% errechnet. Wöhe und Döring (2005) geben für Deutschland ebenfalls einen risikofreien Zins von 2% bis 3% pro Jahr an. Die Inflation ist in diesen Werten allerdings noch nicht berücksichtigt.

Im Rahmen eines Sensitivitätstests wurden die Ertragsoptimierungen für einen risikolosen Realzins von 2% durchgeführt.

### **3.3.2 Holzpreisszenarien**

Um zukünftige Handlungsmöglichkeiten zu testen, soll mit Hilfe von Holzpreisszenarien untersucht werden, wie sich Holznutzungen, Deckungsbeiträge und der Betriebswert bei Anwendung der verschiedenen Zielfunktionen entwickeln.

Für die Basis-Ertragsoptimierungen wurden mittlere Holzpreise der 5-Jahres-Periode von 2007 bis 2011 für den gesamten 30-jährigen Planungszeitraum verwendet. Die Holzpreisszenarien bauen auf diesen Werten auf und folgen einer prozentualen Veränderung, die für die Stammholzsortimente und das Industrie- und Brennholz getrennt vorgegeben wurden. Die prozentualen Preisänderungen orientieren sich an Raunika *et al.* (2010), die mit Hilfe des Global Forest Products Model auf der Basis der Storylines von zwei IPCC-Szenarien (A1B und A2) Preisszenarien für Brennholz, sowie Industrie- und Stammholz<sup>34</sup> für den Zeitraum von 2007 bis 2060 modelliert haben.

Raunika *et al.* (2010) berechneten für das IPCC Szenario A1B einen Anstieg des Brennholzpreises auf den Preis des Sägerund- und Industrieholzes bis zum Jahr 2025. Von diesem Zeitpunkt an sind die Preissteigerungen beider Rohholzkategorien identisch. Bis dahin stofflich verwertetes Holz würde dann vermehrt thermisch genutzt. Diese Tendenz zeigt sich auch bei Annahme des IPCC-Szenarios A2, wobei der Preisanstieg dort gedämpfter erfolgt: Während die Brennholzpreise bei A1B von

---

<sup>34</sup> Raunika *et al.* (2010) unterscheiden *fuelwood* und *industrial roundwood*. Letzteres umfasst Sägerundholz, aber auch Industrieholz für die Zellstoff-, Papier- und Holzwerkstoffindustrie.

41 \$/m<sup>3</sup> in 2007 bis 2060 auf 400 \$/m<sup>3</sup> steigen (Industrie- und Rundholz startet bei 81 \$/m<sup>3</sup>), steigen beide Rohholzkategorien unter dem Szenario A2 auf etwa 145 \$/m<sup>3</sup>.

Buongiorno *et al.* (2011) haben die Ergebnisse aus Raunika *et al.* (2010) für das IPCC-Szenario A1B länderweise angegeben und in Varianten einer niedrigen und einer hohen Energieholznachfrage aufgetrennt. Sie modellieren Holzpreise für den Zeitraum von 2007 bis 2030. Damit decken Sie in etwa den 30-jährigen Planungszeitraum der vorliegenden Untersuchung ab; die Holzpreisszenarien dieser Arbeit lehnen sich daher an Buongiorno *et al.* (2011) an.

Für Deutschland haben Buongiorno *et al.* (2011) Anstiege der Brennholzpreise von 50 \$/m<sup>3</sup> (2006) auf 75 \$/m<sup>3</sup> (2030 bei einer niedrigen Brennholznachfrage) und 99 \$/m<sup>3</sup> (2030 bei einer hohen Brennholznachfrage) modelliert; das entspricht einem Anstieg auf 150% bzw. 198%. Die Preise für Industrie- und Rundholz sanken demgegenüber bei einer unterstellten schwachen Brennholznachfrage bis 2030 von 79 \$/m<sup>3</sup> auf 73 \$/m<sup>3</sup>. Bei hoher Brennholznachfrage stiegen die Mischpreise hingegen von 79 \$/m<sup>3</sup> auf 97 \$/m<sup>3</sup> bis 2030; das entspricht einer prozentualen Veränderung auf 92% bzw. 123%. Um keinen einseitigen Szenarienfächer zu erzeugen, wurden die Preisszenarien von Buongiorno *et al.* (2011) um zwei Szenarien mit umgekehrten Vorzeichen ergänzt. Tabelle 8 enthält eine Kurzcharakteristik dieser vier Holzpreisszenarien.

**Tabelle 8: Beschreibung der in Orientierung an Buongiorno *et al.* (2011) entwickelten Holzpreisszenarien für den 30-jährigen Planungszeitraum.**

Szenario	Beschreibung	Industrie- und Brennholz	Stammholz
1	A1B und Brennholznachfrage hoch, Preis für Industrie- und Brennholz sowie Stammholz ab 2020 gleich	+ 2,75% p.a.	+ 1,95% p.a. ab 2020
2	Spiegelung von Szenario 3	- 1,65% p.a.	+ 0,85% p.a. ab 2025
3	A1B und Brennholznachfrage niedrig, Preis für Industrie- und Brennholz sowie Stammholz ab 2025 gleich	+ 1,65% p.a.	- 0,85% p.a. ab 2025
4	Spiegelung von Szenario 1	- 2,75% p.a.	- 1,95% p.a. ab 2020

Die prozentualen Preisveränderungen der Holzpreisszenarien wurden mit einem linearen Verlauf auf die Sortimentsdurchschnittspreise der Jahre 2007 bis 2011 bezogen

(Abbildungen 10 bis 13 beispielhaft für Fichte). Die Preisanpassungen des Stammholzes starteten hingegen erst zu dem Zeitpunkt des Zusammentreffens der Brenn- und Rundholzpreise auf globaler Ebene. Das Preisgefüge der Güte- und Stärkeklassen wurde nicht verändert.

Betrachtet man die Holzerlöse der Güteklasse B, bleiben die Rundholzpreise folglich bis ins Jahr 2020 bzw. 2025 stabil. Die Brennholzpreise liegen zu diesen Zeitpunkten im Szenario 1 gleichauf mit denen der Stammholzstärken 1b bei Fichte und 2b bei Buche. Die Holzpreise betragen zum Ende des Planungszeitraumes dann 80,7 €/m<sup>3</sup> (Brennholz Fichte), 99,2 €/m<sup>3</sup> (Brennholz Buche), 94,8 €/m<sup>3</sup> (Fichte LB 2b) und 167,2 €/m<sup>3</sup> (Buche L B 4)<sup>35</sup>.

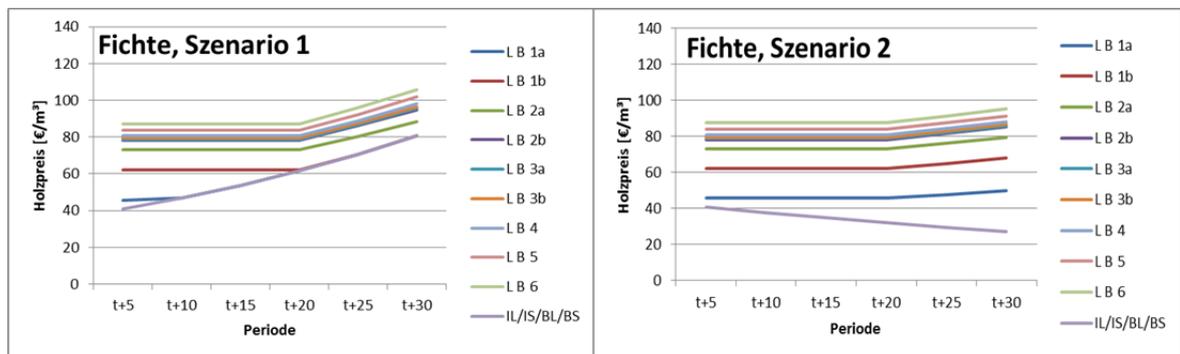


Abbildung 10 & Abbildung 11: Preisverläufe für das Sortiment Fichte L B über der Zeit (Perioden) für die Holzpreisszenarien 1 und 2.

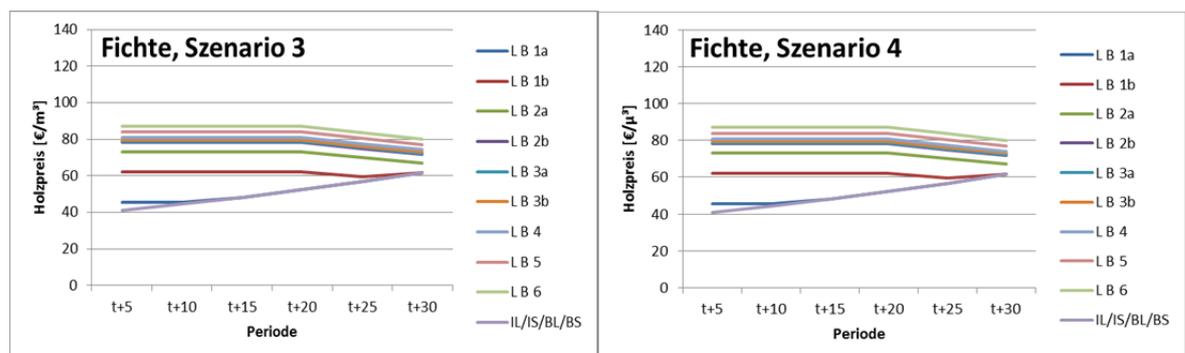


Abbildung 12 & Abbildung 13: Preisverläufe für das Sortiment Fichte L B über der Zeit (Perioden) für die Holzpreisszenarien 3 und 4.

Da steigende Holzpreise ohne eine Modifikation der zugehörigen Preisvariabilität gleichbleibende Holzpreisfluktuationen unterstellen, wurden bei den Holzpreisszenarien

<sup>35</sup> Abweichend von Buongiorno *et al.* (2011) wurde Industrieholz in der vorliegenden Arbeit aufgrund des ähnlichen Preisniveaus dem Brennholz gleichgestellt. Rundholz nach Buongiorno *et al.* (2011) ist hier folglich ausschließlich Stammholz.

auch die Variationskoeffizienten der Barwerte analog zu der durchschnittlichen Preisänderung variiert.

## 4. Ergebnisse

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse der Literaturrecherche (Kapitel 4.1) und der Optimierungsrechnungen (Kapitel 4.2) vorgestellt. Damit werden Antworten auf die im Kenntnisstand-Kapitel gestellten Forschungsfragen gegeben (Kapitel 2.1.2, 2.2.2.3 und 2.2.3.5).

### 4.1 Begriffsklärung „Nachhaltige Forstwirtschaft“

Das erste Ergebniskapitel widmet sich dem Begriff der forstlichen Nachhaltigkeit. Es untersucht die Verzahnung mit dem Nachhaltigkeitsbegriff, der in der gesellschaftlichen Breite Verwendung findet und inzwischen die öffentliche Diskussion bestimmt. Um eine präzisere Begriffsverwendung in Abhängigkeit des jeweiligen Kontextes zu ermöglichen, werden die verschiedenen Nachhaltigkeitsbegriffe inhaltlich anhand der Kriterien „Multifunktionalität“ und „Partizipation“ strukturiert. Anschließend wird nach der klassischen Umsetzung von Langfrist- und Risikoaspekten in der Forstwirtschaft gefragt. Die Ausführungen zu diesen Fragen gehen – soweit keine weiteren Quellen angegeben sind – auf Hahn und Knoke (2010 [Publikation A]) zurück.

#### 4.1.1 Strukturierung der Fachbegriffe forstlicher Nachhaltigkeit

##### 4.1.1.1 Kriterium „Multifunktionalität“

Als Carlowitz (1713) von der Notwendigkeit einer nachhaltenden Holznutzung schrieb, war die (Über-)Nutzung der Wälder der Normalfall: Holz war der wichtigste Energieträger, Baustoff und Rohstoff für frühe Gewerbe und Industrien. Wälder wurden zudem intensiv landwirtschaftlich als Hutewald und für die Lieferung von Futter und Einstreu sowie jagdlich genutzt.

Diese Mehrzweckforstwirtschaft wurde von einer *Monofunktionalisierung* abgelöst (Kotschwar, 1949; Brunig, 1970; Hamberger, 2003; Winkel, 2006). Die Erschließung alternativer Energieträger, bessere Transportmöglichkeiten, die Abkoppelung der Landwirtschaft und Einsparbemühungen verminderten den Nutzungsdruck. Die Nachfrage nach Waldprodukten wurde dadurch massiv verringert. So konnte sich die Waldbewirtschaftung stärker an den ökologischen und standörtlichen Grundlagen orientieren. Im Mittelpunkt standen die Restauration der devastierten Wälder und die

Erzeugung von Holz. Heske (1931) gliederte die Perioden der Waldnutzung daher in die Zeit der Rationierung des Holzes – in der die Entstehung des forstlichen Nachhaltigkeitsbegriffs sowie später die Entstehung der Forstwissenschaft anzusiedeln sind – und nachfolgend die Zeit der rationellen Holzerzeugung (zitiert nach Kotschwar, 1949).

Stück für Stück rückten weitere *Waldfunktionen* in den Fokus (Dieterich, 1953), wengleich sie der Holzerzeugung zum Teil bis heute untergeordnet sind. Dies ist aber auch nicht verwunderlich, da Forstbetriebe den weitaus größten Teil ihrer Erträge aus dem Holzverkauf erwirtschaften (Brabänder, 1995; Liechtenstein, 1995; Koepke, 1999; Becker *et al.*, 2000). Darüber hinaus wurde lange der *Kielwassertheorie*<sup>36</sup> gefolgt, wonach alle Leistungen (v.a. die Sicherung der Schutz- und Erholungsfunktion) der Wälder der Holzerzeugung automatisch folgen würden. Diese neue Multifunktionalität wurde aus der eigenen Zunft heraus begründet und definiert (Winkel, 2006). Trotz Multifunktionalität blieb die forstliche Nachhaltigkeit aber auf die Perspektive der Angebotsseite beschränkt (Hahn und Knoke, 2013a, 2013b) (HahundKnoke,ÉÉ).

In den nachfolgenden Abschnitten und in Tabelle 9 werden die Fachtermini diesen Phasen der Waldnutzung und dem Kriterium der Multifunktionalität zugeordnet. Im Englischen lässt sich diese Veränderung sehr gut nachvollziehen, da mit neuen forstpolitischen Strömungen neue Begriffe einhergingen.

*Conventional Logging* umfasst alle Arten der Forstwirtschaft, die sich ausschließlich mit der Ernte, nicht aber mit Fragen von Wiederbegründung und nur selten mit Aufgaben der Waldpflege beschäftigen (Pearce *et al.*, 2003). Während diese Periode der Waldnutzung in Nordamerika bis ins 20. Jahrhundert hineinreichte (Kimmins, 2002), gingen die Phasen der okkupatorischen Waldnutzung und der Rationierung von Holz in Europa bereits mit dem 18. Jahrhundert zu Ende. Die spätere Besiedelung gerade des westlichen Teils des nordamerikanischen Kontinents führte zu einem zeitlich verzögerten Auftreten dieser Phasen. Die Phase der rationellen Holzerzeugung trifft dort mit der *Timber Religion* zusammen, welche die Dominanz der Holzerzeugung beschreibt (*Sustained Yield Management* [Davis *et al.*, 2001; Bettinger *et al.*, 2009] und

---

<sup>36</sup> In wissenschaftlichen Kreisen gilt die Kielwassertheorie als widerlegt (Puettmann, 2000; Winkel, 2006; Olschewski *et al.*, 2008). In der forstlichen Praxis stößt man aber durchaus noch auf diese Lehre. Inzwischen ist sogar von der inversen Kielwassertheorie die Rede, wonach in nicht bewirtschafteten Wäldern alles besser als in bewirtschafteten sei (Müller-Kroehling, 2013).

synonym genutzt *Sustained Timber Management* [Pearce *et al.*, 2003]). Multifunktionale Nutzungsansätze starteten in Deutschland (Winkel, 2006) wie Nordamerika erst in den 1960er Jahren (Davis *et al.*, 2001; Mendoza und Prabhu, 2005), wie beispielsweise der *Multiple Use-Sustained Yield Act* zeigt. Trotz der gesetzlich verankerten multifunktionalen Ausrichtung war beim US Forest Service noch bis in die 1980er Jahre eine Dominanz der *Timber Religion* vorhanden (Winkel, 2006). Entscheidend ist also der Wandel des Begriffs von *sustained* zu *sustainable*. Während es bei *Sustained Timber Management* (Pearce *et al.*, 2003) um die dauerhafte Holzbereitstellung, also deren zeitliche Ausdehnung ging, beschreibt das Attribut *sustainable* eine nachhaltige, multifunktionale Waldnutzung, die über die bloße Holznutzung hinausgeht.

Im Deutschen tritt diese feine Unterscheidung weniger klar zu Tage: Carlowitz (1713) fordert eine „continuierliche beständige und *nachhaltende* Holznutzung“ (S. 105, *ebda.*), was bedeutungsgleich zu *Sustained Timber Management* ist. Heyer (1883) nutzt mit dem *Nachhaltbetrieb* den gleichen Wortstamm, und Gayer (1886) schreibt ähnlich von der *Nachhaltswirtschaft*. Doch schon bald ist auch von *nachhaltig* und *Nachhaltigkeit* die Rede. Ab dem 19. Jahrhundert setzt sich dieser forstliche Zentralbegriff mit den Ausprägungen *nachhaltig*, *Nachhalt* und *Nachhaltigkeit* endgültig durch (Kehr, 1993; Stuber, 2008). Hartig (1804) spricht schon von der Nachhaltigkeit der Holzabgabe der Wälder. Die Konzentration auf die Holzerzeugung kann also nicht auf das Begriffspaar *nachhaltend* und *Nachhalt* beschränkt werden (analog zu *sustained*). Zudem wird der Begriff *nachhaltig* in Deutschland schon vor der Einführung der Funktionenlehre (Dieterich, 1953) – und damit vor der Ausweitung der Wechselbeziehungen von Wald und Gesellschaft auf verschiedenste Waldfunktionen – verwendet. Im englischen Sprachgebrauch markiert der Wechsel von *sustained* zu *sustainable* hingegen den Wechsel zur multifunktionalen Waldnutzung.

**Tabelle 9: Englische Fachbegriffe im Kontext einer nachhaltigen Forstwirtschaft auf Basis von Hahn und Knoke (2010), mit Ergänzungen durch Heske (1931), zitiert nach Kotschwar (1949). Die Darstellung von Hahn und Knoke (2010) basiert auf Quellen von Holling (1978), Kant (2004), Pearce *et al.* (2003), Wilkie *et al.* (2003), Bormann *et al.* (2007) und Bolte *et al.* (2009).**

Englischer Fachbegriff	Beschreibung	Beteiligte	Periode der Waldnutzung
<i>conventional logging (CL)</i>	Keine spezifischen Eigenschaften; oft als explotativ angesehen, mit geringer Beachtung von waldbaulichen Aktivitäten nach der Ernte	Forstliche Experten	Okkupatorische Waldnutzung und Rationierung
<i>sustained yield (timber) management (SYTM)</i>	Zielt auf eine dauerhafte Bereitstellung möglichst gleichbleibender Holz-mengen, holzzentriert; bei Kant (2004) synonyme Nutzung mit CFM		Rationelle Holzerzeugung
<i>conventional forest management (CFM)</i>	Disziplinär und hierarchisch: breiter als CL, abzielend auf homogene Waldstrukturen, mit Aspekten von SYTM		
<i>sustainable forestry (SF)</i>	Integriert alle Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktionen des Waldes; nachhaltige Bereitstellung, nicht nur von Holz (mit unterschiedl. Schwerpunkten definiert; hier als Überbegriff für alle Begriffe, die eine nachhaltige, multi-funktionale Waldbewirtschaftung beschreiben)	Alle Akteure (je nach räuml. Bezug)	Multifunktionalität
<i>ecosystem approach (EA)</i>	Ursprünglich ökologische Perspektive, später umfassender; Ziel ist eine Bewirtschaftung von Land, Wasser und lebenden Ressourcen, die die Strukturen und die Funktionalität von Ökosystemen erhalten und eine nachhaltige Nutzung sicherstellen; unterstützt Partizipation und Wissenstransfer von wissenschaftl. Erkenntnissen in Praxisregeln und Hinweise		
<i>sustainable forest management (SFM)</i>	Interdisziplinär, sektoral, im Gegensatz zu CFM durch Heterogenität gekennzeichnet, weniger hierarchisch, aber komplexer, weil kurz- und langfristige Perspektiven integrierend; partizipative Prozesse zur Definition von Kriterien und Indikatoren		
<i>adaptive (forest) management (AFM)</i>	Interdisziplinär, iterativ, experimentell; beschreibt einen kontinuierlichen Entscheidungsprozess, bei dem es nicht um Risikovermeidung geht; Ziel ist eine selektive Annahme des Risikos, um Wissen für bessere Entscheidungen in der Zukunft zu generieren.		

#### 4.1.1.2 Kriterium „Partizipation“

Der zweite, entscheidende Wendepunkt für die Begriffsbildung war die United Nations Conference on Environment and Development (UNCED) 1992 in Rio de Janeiro, die aufbauend auf dem Bericht “Our Common Future” der World Commission on Environment and Development (WCED, 1987) nach einer Berücksichtigung der „Grenzen des Wachstums“ (Meadows, 1972) suchte. Die Lösung für gerechte Ressourcenverteilung innerhalb der lebenden und zwischen den lebenden und zukünftigen Generationen wurde in der Idee des *sustainable development* gesehen. Die UNCED-Konferenz in Rio de Janeiro verhalf dieser Idee international zum Durchbruch. Sie wurde beginnend mit der Agenda 21 (UN, 1999) zur politischen Leitidee – auf der globalen wie auf der regionalen Ebene. Bei der Suche nach einer passenden Übersetzung ins Deutsche wurde der Begriff *nachhaltige Entwicklung* gewählt. Interessanterweise war diese Übersetzung nicht unumstritten (Luks, 2002). Schulze (1995) hatte beispielsweise den Begriff *Koevolutionsfähigkeit* präferiert.

Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, **dass sich der Nachhaltigkeitsbegriff, der aus dem Folgeprozess des WCED-Berichts hervorging, unabhängig von dem historischen, forstlichen Nachhaltigkeitsbegriff entwickelte; eine Verbindung beider Ansätze kam erst durch die Begriffswahl bei der Übersetzung zustande** (Stuber, 2008; Hahn und Knoke, 2010)<sup>37</sup>. Seither ist eine sprachliche Unterscheidung schwierig, da in beiden Fällen oft verkürzt von *Nachhaltigkeit* die Rede ist. Auf forstlicher Seite hat das zu der Annahme verleitet, die *nachhaltige Entwicklung* gehe auf die Wurzeln *forstlicher Nachhaltigkeit* zurück, da die inhaltlichen Anliegen sehr ähnlich sind (Zukunftsvorsorge, Sicherung der Lebensgrundlagen, Generationengerechtigkeit). Angesichts der mehrhundertjährigen Expertise bei der pfleglichen und dauerhaften Bewirtschaftung der Naturressource Wald könnte man ohne nähere Belege durchaus annehmen, dass forstlicher Sachverstand den Rio-Folgeprozess entscheidend geprägt hat.

Abbildung 14 zeigt eine Genese englischer Fachbegriffe im Kontext forstlicher Nachhaltigkeit. Allerdings hat der Begriff der nachhaltigen Entwicklung mehr Einfluss

---

<sup>37</sup> Unabhängig davon gleicht Hartigs Definition einer nachhaltigen Forstwirtschaft (vgl. nachfolgend Kapitel 4.1.2) der Definition einer nachhaltigen Entwicklung durch die Brundtland-Kommission (WCED, 1987). Beide zielen auf einen Ausgleich zwischen den Generationen ab.

auf die Begriffsdefinition forstlicher Nachhaltigkeit, als dies umgekehrt der Fall ist. Dies wird mit dem dickeren ausgefüllten und dem schwächeren gepunkteten Pfeil in Abbildung 14 angedeutet.

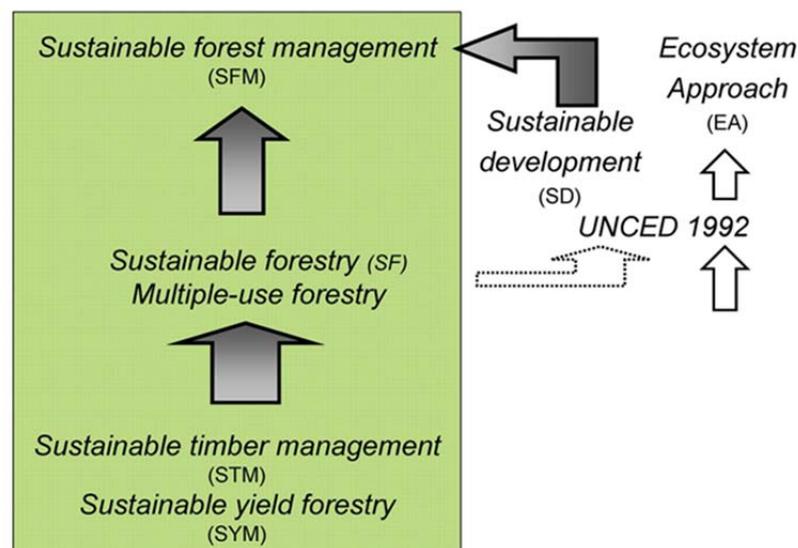


Abbildung 14: Genese englischer Fachbegriffe im Kontext forstlicher Nachhaltigkeit. Die Größe der Pfeile ist abhängig davon, wie sehr die Konzepte aus hiesiger Sicht auf nachfolgende Auslegungen ausgestrahlt haben. Abbildung übernommen aus Hahn und Knoke (2010).

Nachhaltige Forstwirtschaft nach Rio umfasst partizipative Elemente. Da die Ansprüche der lebenden Generationen nicht deckungsgleich sind, bedarf es vielfältiger Kompromisse (*intragenerationelle Gerechtigkeit*). Um diese zu erreichen ist die Partizipation aller Betroffenen unverzichtbar. Dieser Gedanke wird beispielsweise in den forstlichen Zertifizierungsinitiativen aufgenommen. Im Englischen ist insoweit vom *ecosystem approach* oder, wenn es spezifisch um Wald geht, von *sustainable forest management* die Rede (Backiel, 1995; Puettmann, 2000; Mosandl und Felbermeier, 2001; Sample, 2004), siehe im Einzelnen Tabelle 9.

Der deutsche Fachbegriff *nachhaltige Forstwirtschaft* trifft diesbezüglich keine Festlegung. Aber auch hierzulande wird eine immer stärkere Partizipation verschiedener Akteure gefordert. Der Inhalt forstlicher Nachhaltigkeit ergibt sich aus diesem Diskussionsprozess. **Forstliche Nachhaltigkeit kann also nicht objektiv definiert werden. Ihr Inhalt ist stets Ergebnis eines Aushandlungsprozesses der Inhalte und Gewichtungen** (Rametsteiner, 2000; Suda und Zormaier, 2002; Arzberger und Suda,

2013). Dies ist indes keine neue Erkenntnis, da forstliche Nachhaltigkeit schon immer im zeitlichen Kontext gesehen werden musste. Schließlich haben sich die Anforderungen an die Waldbewirtschaftung schon oft geändert (Hahn, 2008; Loy, 2009; Hahn und Knoke, 2010). Das spezifisch Neue ist die Beteiligung externer Gruppen seit dem Umweltgipfel in Rio de Janeiro.

Ein weiterer, in diesem Zusammenhang sehr bedeutender Begriff ist *Adaptive Forest Management* (Tabelle 9). Mit ihm kommt neben der multifunktionalen Perspektive und der Partizipation auch außerforstlicher Akteure eine wissenschaftliche Komponente hinzu. Er zielt stärker als die bisher behandelten Termini auf die Anpassungsfähigkeit der Waldökosysteme und des Waldmanagements auf zukünftige Herausforderungen ab: Ungewissheiten und Risiken in der Planung seien gezielt zu vermindern oder zu integrieren, um so weiteres Wissen für die zukünftige Bewirtschaftung zu erlangen. In der deutschsprachigen Literatur wird analog von *adaptivem Waldmanagement* gesprochen (Olschewski *et al.*, 2008; Rigling *et al.*, 2008).

#### **4.1.2 Umsetzung von Langfrist- und Risikoaspekten**

Die Forstbetriebsplanung steht seit je her im Zentrum der Nachhaltssicherung. Sie muss vor dem Hintergrund des langsamen Baumwachstums so ausgeführt werden, dass stets ausreichend Erntebestände zur Verfügung stehen. Diesen Umstand hat bereits Hartig (1804) in einer Weise herausgestellt, die die Definition einer nachhaltigen Entwicklung fast 200 Jahr nahezu vorwegnimmt: „Es läßt sich keine dauerhafte Forstwirtschaft denken und erwarten, wenn die Holzabgabe aus den Wäldern nicht auf Nachhaltigkeit berechnet ist. Jede weise Forstdirektion muss daher die Waldungen des Staates, ohne Zeitverlust, taxieren lassen, und sie zwar so hoch als möglich, doch so zu benutzen suchen, daß die Nachkommenschaft wenigstens ebensoviel Vortheil daraus ziehen kann, als sich die jetzt lebende Generation zueignet“ (S. 1, ebda.).

Forstliche Nachhaltigkeit ist also seit jeher die Beschäftigung mit Langfristaspekten. Hartigs Beispielplanung für eine Eichenbetriebsklasse des virtuellen Forstbetriebs Dianenberg umfasste einen Planungszeitraum von 1790 bis 1910 (Hartig, 1795). Die Langfristigkeit ist demnach ein Hauptcharakteristikum der forstlichen Nachhaltigkeit auf Forstbetriebsebene in ihrer ursprünglichen Form. In Abbildung 15 ist dies durch die rote, elliptische Markierung angedeutet.

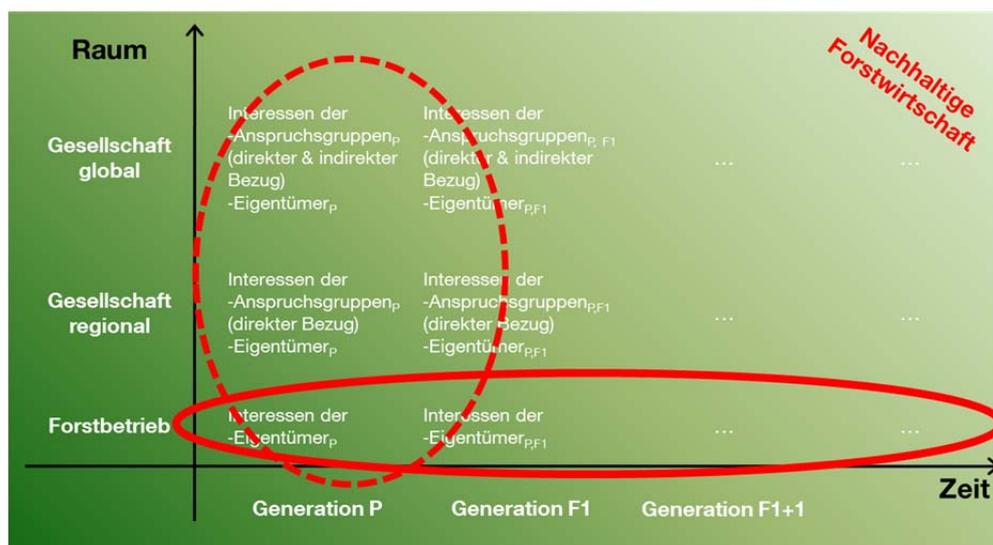


Abbildung 15: Die Inhalte nachhaltiger Forstwirtschaft müssen unter den Anspruchsgruppen für einen bestimmten räumlichen und zeitlichen Rahmen ausgehandelt werden. Die Schwerpunkte der berücksichtigten Interessen haben sich von einer forstbetrieblichen Langfristperspektive zu einer regionalen bis globalen, kurzfristigeren Perspektive verschoben (Verschiebung von der roten Ellipse hin zu dem gestrichelten Kreis). Eine umfassende forstliche Nachhaltigkeit analog der Definition einer nachhaltigen Entwicklung nach der Brundtland-Kommission (WCED, 1987) ist im rechten oberen Eck der Abbildung verortet. Verändert nach Hahn und Knoke (2010; 2013b).

Durch die Mitwirkung nicht forstlicher Akteure bei der Definition forstlicher Nachhaltigkeit hat sich die Diskussion im Raum-Zeit-Kontinuum verlagert. Da nur die lebenden, nicht aber zukünftige Generationen an der Aushandlung zur Festlegung teilnehmen können – was an sich eine banale Feststellung ist –, fehlen legitimierte Vertreter für alle diejenigen Akteure, die noch gar nicht geboren sind oder aus anderen Gründen bei der Aushandlung keine Stimme haben. Dadurch erhält der Ausgleich unter den heute lebenden und zwischen den heutigen und zukünftigen Generationen als Definition nachhaltiger Entwicklung (WCED, 1987) eine Schlagseite in der Gegenwart. In Abbildung 15 ist dies durch die Verschiebung des Kreises in Richtung der heutigen Generation P, aber durchaus mit einem weiteren räumlichen Bezug (je nach Akteuren), als rot gestrichelter Kreis dargestellt. Detten und Oesten (2013) argumentieren daher, dass forstliche Nachhaltigkeit nur als Gegenwartsbegriff Berechtigung hat. Diese Auffassung nimmt eine Gegenposition zu der forstlichen Nachhaltigkeitstradition ein, die sich gerade durch den intertemporalen Aspekt auszeichnet (rote Ellipse in Abbildung 15). Auf diesen Widerspruch wird in der Diskussion eingegangen (siehe Kapitel 5.1.4).

Die vorliegende Arbeit will den Weg in die umgekehrte Richtung beschreiten und die forstliche Expertise aus dem Umgang mit langen Zeiträumen als Potenzial für die

allgemeine Aushandlung von Kompromissen zu erschließen. Deswegen wird nachfolgend aufgezeigt, wie in der Forstwirtschaft bisher mit Langfristigkeit umgegangen wurde und welche Rolle Unsicherheiten bei der Planung spielen.

Forstliche Planungen wurden bis dato meist ohne direkte Berücksichtigung von Risikoparametern durchgeführt. Planungskoeffizienten werden dabei aus der Vergangenheit in die Zukunft übertragen und konstant gelassen. Einzig in dem üblicherweise konservativen Planungsansatz zeigt sich eine Methode zum Umgang mit Unsicherheit. Da Zuwachsgrößen und Nutzungen eher am unteren Ende des Möglichen platziert werden, lässt sich dieses Vorgehen auf das *Vorsichtsprinzip* zurückführen (Hahn und Knoke, 2010). Hintergrund ist die weitgehende Irreversibilität von forstlichen Nutzungsentscheidungen: Einmal gefällt Bäume müssen erst über Jahrzehnte nachwachsen, um eine mögliche Fehlentscheidung zu heilen. Und die Vorratsnachhaltigkeit, der zufolge nur so viel genutzt werden darf wie nachwächst, ist nur rückblickend feststellbar.

Als Konsequenz aus konservativen und vorsichtigen Planungsansätzen sind europaweit die Holzvorräte gestiegen (Davey *et al.*, 2003; Spiecker, 2003; MCPFE, 2007)<sup>38</sup>. So hat der Holzvorrat in Deutschland von 1987 bis 2002 um 19% zugenommen (BMELV, 2005b). Für andere europäische Länder liegen sogar längere Zeitreihen vor: In den Schweizer Wäldern nahm der Holzvorrat von 1891 bis 2006 um 260% zu (Usbeck *et al.*, 2009), für die Tschechische Republik wurde von 1950 bis 2002 eine Zunahme von 99% dokumentiert (Slaby, 2006), und in Österreich stiegen die Vorräte zwischen 1961 und 2002 um 40% (BMLFUW, 2008). Für Europa insgesamt hat Spiecker (2003) für die Periode 1950 bis 2000 eine durchschnittliche Zunahme des Holzvorrates in Höhe von 46% berechnet (98 m<sup>3</sup>/ha auf 143 m<sup>3</sup>/ha).

Steigende Holzvorräte haben aber nicht nur positive Folgen. Mit ihnen geht auch ein höheres Risiko einher. Die Zunahme hängt von den Baumarten ab; aber gerade bei schadanfälligen Baumarten wie der Fichte bewirken steigende Vorräte einen überproportionalen Anstieg der Schadhölzer (Hahn, 2011). Zudem sind vorsichtige Nutzungen in instabilen Beständen kontraproduktiv. Um in solchen Beständen nach dem Vorsichtsprinzip zu handeln, müssten schnellere und stärkere Nutzungen erfolgen,

---

<sup>38</sup> Weitere Gründe für den Vorratsanstieg können auf Angebots- und Nachfrage-Effekte zurückgehen. Moog und Borchert (2001) diskutieren solche Effekte der Angebotsseite.

um die Risiken abzusenken. Diese Möglichkeit der Risikosteuerung über die Vorratshöhe wurde von Revierleitern im Rahmen einer Befragung aber nicht gesehen (Moog, 2004).

Hahn und Knoke (2010) folgern aus dem Zusammenhang steigender Holzvorräte und steigender Risiken, dass eine nachhaltige Waldbewirtschaftung nicht auf vorsichtiges, konservatives Handeln beschränkt werden darf. Das Offenhalten oder Schaffen von Handlungsoptionen – von Ihnen als Flexibilität bezeichnet – sollten berücksichtigt werden. Die Identifikation vorteilhafter Alternativen kann mit Hilfe von Beurteilungskriterien erfolgen, für die jedoch erst die Forschungsfragen der Kapitel 2.2.2.3 und 2.2.3.5 beantwortet werden müssen (dazu Kapitel 4.2).

#### ***4.2 Finanzielle Ertragsoptimierung und Kontinuität und Gleichmaß der Erträge***

In den nachfolgenden Unterkapiteln werden die Ergebnisse aus den Optimierungen der Ertragsplanungen dargestellt. Dabei wurden die Zielfunktionen für risikoneutrale und risikomeidende Waldbesitzer auf Testbetriebe mit einer unterschiedlichen latenten Umtriebszeit<sup>39</sup>, Altersklassenstruktur und Vorratshöhe angewendet.

Diese Ergebnisse wurden zunächst nach dem Grad der Risikoaversion der Entscheidungsträger gegliedert (Kapitel 4.2.1). Anschließend werden die Ergebnisse aus dem Variantenstudium – mit dem der Einfluss geänderter Eingangskoeffizienten getestet wurde – dargestellt (Kapitel 4.2.2).

Die Ausführungen von Teilen des Kapitels 4.2 gehen auf Publikation B zurück (Hahn *et al.*, 2014). Sie werden durch Ergebnisse zu dem Forstbetrieb Zusmarshausen (BaySF) ergänzt. **Es wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Varianten der Ertragsoptimierung wissenschaftlichen Charakter haben und die Ergebnisse nicht auf die realen Forstbetriebe Zusmarshausen oder Hausham übertragen werden können, da sowohl andere Betriebsziele als auch abweichende Holzbodenflächen unterstellt wurden.**

---

<sup>39</sup> Die latente Umtriebszeit ergibt sich aus der Verdoppelung des Flächendurchschnittsalters. Sie wird als Weiser für die tatsächliche Umtriebszeit verwendet..

#### 4.2.1 Zielfunktionen für risikoneutrale und risikomeidende Waldbesitzer

Bei der Beurteilung der Konsequenzen der unterschiedlichen Zielfunktionen wurde zunächst die Verteilung der Erträge über der Zeit betrachtet und damit der Aspekt des Gleichmaßes der Holznutzungen und Deckungsbeiträge aus der Hypothese fokussiert. Als Kriterien dienten deren *Verlaufs-* und *Durchschnittswerte* und ein *Verteilungstest*, mit dem die Gleichverteilung der naturalen und finanziellen Erträge geprüft wurde. Zudem wurden *Mittelwerte* und *Standardabweichungen* analysiert. Standardabweichungen sind ein Maß für die Variation eines Erwartungswertes und zudem eine häufig genutzte Kennzahl der Risikoquantifizierung. Um die unterschiedlichen Entwicklungen von Mittelwerten und Standardabweichungen besser beurteilen zu können, wurden beide Größen über *Variationskoeffizienten* in Beziehung gesetzt.

Für die Beurteilung der Auswirkungen der Zielfunktion auf die Substanz der Testbetriebe wurden anschließend Bestandsgrößen wie die *Abweichung der Barwertsumme vom Maximum* – sie entspricht den Kosten der Risikominderung – und die *Veränderung des Durchschnittsvorrates* betrachtet. Letztere erlaubt ein Urteil über die Kontinuität der forstlichen Bewirtschaftung, das noch durch die *Verteilung der Flächen auf Altersklassen* als Weiser für das Nutzungspotenzial jenseits des Planungszeitraums ergänzt wird (dazu Kapitel 4.2.2).

Die Reihenfolge der Testbetriebe für die Ergebnisdarstellung richtet sich nach der latenten Umtriebszeit und der durchschnittlichen Vorratshöhe. Beide Kriterien lassen vom oberen Ende kommend bei finanziell ausgerichteten Ertragsoptimierungen ungleichmäßige Nutzungen erwarten. Folglich werden zuerst die Ergebnisse für den Forstbetrieb Hausham, sodann von Zusmarshausen und Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen präsentiert (Tabelle 10).

Tabelle 10: Reihenfolge der Forstbetriebe für die Ergebnisdarstellung.

Reihenfolge für die Ergebnisdarstellung	Forstbetrieb	Durchschnittsvorrat zum Planungsbeginn [Efm/ha]	Latente Umtriebszeit zum Planungsbeginn [Jahre]
1	<b>Hausham</b>	440	174
2	<b>Zusmarshausen</b> (Betriebsteil; BaySF AöR)	410	100 <sup>40</sup>
3	<b>Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen</b>	244	90

#### 4.2.1.1 Verlaufs- und Durchschnittswerte

Die aus verschiedenen Optimierungsansätzen hervorgehenden Holznutzungen der Forstbetriebe sind in den Abbildungen 16.1 bis 16.3 dargestellt. Sie unterscheiden sich sowohl in ihrer Höhe und als auch in ihrer Schwankung. Zudem liegen die Zielfunktionsvarianten in jedem Forstbetrieb unterschiedlich weit auseinander.

Der hohe Holzvorrat mit einem Überhang alter Bestände führt im Forstbetrieb Hausham unter der Annahme der Risikoneutralität des Waldeigentümers zu einem schnellen Absenken des Vorrates, da aus einer finanziellen Perspektive viele Bestände – bei dem angenommenen Zins von 1,5% – längst hiebsreif sind. Die Nutzungssätze liegen zu Beginn des Planungszeitraums mit 42 Efm/ha/a extrem hoch und erreichen ihr Minimum in bei 8,3 Efm/ha/a Periode 4 (Abbildungen 16.1). Dieses sehr unstete Nutzungsmuster gewinnt mit zunehmender Berücksichtigung der Risikoaversion in der Zielfunktion an Ausgeglichenheit. Bei der Maximierung des Risikonutzens liegt der maximale Einschlag bei 32,4 Efm/ha/a, das Minimum in Periode 4 bei 10,7 Efm/ha/a. Bei der Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme, der als Zielfunktion für stark risikoaverse Entscheidungsträger interpretiert werden kann, ergeben sich hingegen relativ gleichmäßig verteilte Holznutzungen auf hohem Niveau. Die Holznutzungen umfassen hier eine Spanne von 20,2 Efm/ha/a in Periode 1 und bis 14,1 Efm/ha/a in Periode 4 (Abbildungen 16.1 und Anhang 1).

<sup>40</sup> Die Altersberechnung der Straten des modifizierten Forstbetriebs Zusmarshausen erfolgte über die Altersschätzung aus der Waldwachstumssimulation (vgl. Fußnote 20).

---

Die Nutzungen in den Forstbetrieben Zusmarshausen und Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen liegen – aufgrund des niedrigeren durchschnittlichen Alters und der folglich höheren Rentabilität der Bestände – auf einem niedrigeren Niveau, und sie schwanken auch weniger deutlich (Abbildungen 16.2 und 16.3, Anhänge 2 und 3). Es ist aber auffällig, **dass die Einschlüsse bei einer Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme (gepunktete Linien) stets das gleichmäßigere Profil aufweisen**. Die zeitliche Entwicklung der Einschlüsse bei Maximierung des Barwertes und des Risikonutzens unterscheidet sich nur bei einem Überhang hiebsreifer Bestände, wie es im Forstbetrieb Hausham in der Realität anzutreffen ist (Abbildungen 16.1).

Das Muster der Verteilung der Deckungsbeiträge ähnelt dem der Holznutzungen. Da Erlöse und Kosten im Optimierungsmodell ausschließlich aus Holzverkäufen generiert werden, ergibt sich eine enge Anhängigkeit von Holznutzungen und Deckungsbeiträgen.

Als Beispiel werden hier nur Werte für den Forstbetrieb Hausham angegeben: Die Deckungsbeiträge liegen bei der Maximierung der Barwertsumme bei 2.017 €/ha/a (Periode 1) und haben ihr Minimum in Periode 4 bei 385 €/ha/a. Bei der Maximierung des Risikonutzens schwanken sie zwischen 1.586 und 510 €/ha/a. Diese Spanne im Fall der Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme mit 922 zu 675 €/ha/a deutlich geringer (Anhang 1). Die Werte für die Forstbetriebe Zusmarshausen und Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen sind in Anhang 2 und Anhang 3 zu finden.

Abbildungen 16.1 bis 16.3: Verlauf der Holznutzungen über den Planungsperioden, wie sie sich aus der Optimierung für risikoneutrale bis stark risikoaverse Waldbesitzer für die drei Testbetriebe ergeben. Abkürzungen: Max. = Maximierung, NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.

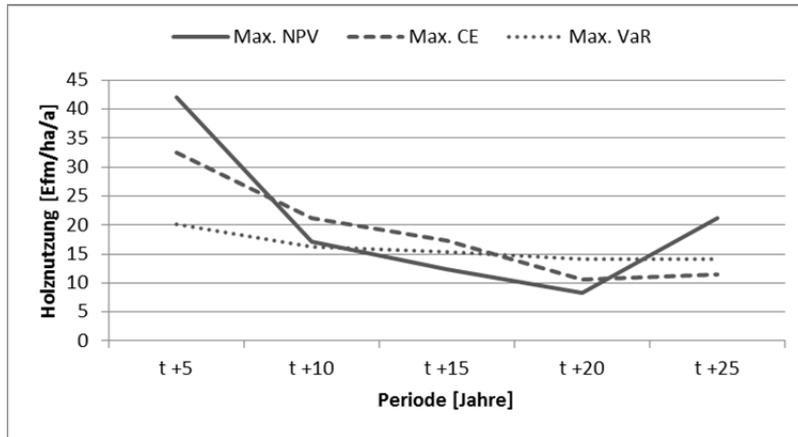


Abbildung 16.1: Forstbetrieb Hausham.

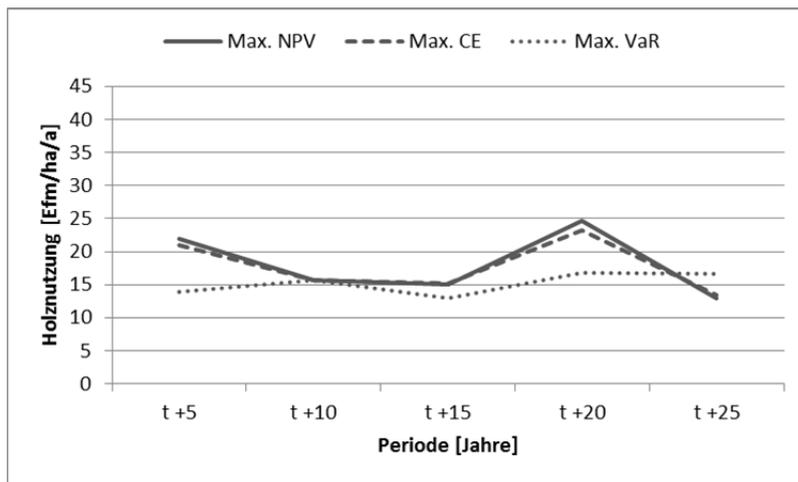


Abbildung 16.2: Forstbetrieb Zusmarshausen.

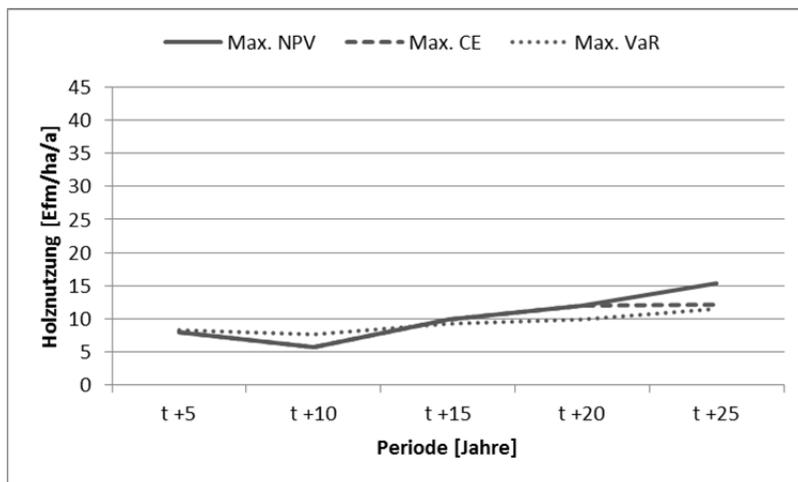


Abbildung 16.3: Forstbetrieb Hausham mit einer ausgeglichenen Altersklassenstruktur.

4.2.1.2 Verteilungstest

Mit Hilfe des Chi-Quadrat-Testes wurde analysiert, ob die mittleren periodischen Holznutzungen und Deckungsbeiträge über den 25-Jahres-Zeitraum statistisch signifikant von einer Gleichverteilung der Holznutzungen abweichen. Da die Null-Hypothese die Gleichverteilung der Holznutzungen und Deckungsbeiträge unterstellt, müssen die Testergebnisse folgendermaßen gedeutet werden: Wenn bei den getesteten forstbetrieblichen Größen kein signifikanter Unterschied zwischen der realen und der erwarteten Verteilung vorliegt, wird dies durch hohe Irrtumswahrscheinlichkeiten (p-Werte) angezeigt. Ab einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,1 wird daher davon ausgegangen, dass kein signifikanter Unterschied zwischen einer Gleichverteilung und der tatsächlich vorgefundenen Verteilung vorliegt.

Die p-Werte zeigen für die Holznutzungen und Deckungsbeiträge des Forstbetriebs Hausham unter der Annahme der Zielfunktionen „Barwertsummenmaximierung“ und „Maximierung des Risikonutzens“ eine statistisch signifikante Abweichung von einer Gleichverteilung der Einschläge bzw. Deckungsbeiträge (Tabelle 11).

**Tabelle 11: P-Werte eines Chi-Quadrat-Tests zum Vergleich der mittleren periodischen Holznutzungen und Deckungsbeiträge mit einer Gleichverteilung über den Zeitraum von 25 Jahren für die drei Testbetriebe bei einem Zins von 1,5%. Abkürzungen: Max. = Maximierung, NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.**

p-Werte für die mittleren periodischen ...		Holz- nutzungen	Deckungs- beiträge
<b>Hausham</b>	Max. NPV	0,0000***	0,0013**
	Max. CE	0,0021**	0,0773*
	Max. VaR	0,8153	0,9688
<b>Zusmarshausen</b>	Max. NPV	0,2291	0,5903
	Max. CE	0,4092	0,7265
	Max. VaR	0,9448	0,9447
<b>Hausham</b> ausgeglichene Altersklassen	Max. NPV	0,2521	0,4274
	Max. CE	0,5253	0,6415
	Max. VaR	0,9152	0,9317
Signifikanzniveaus:	p > 0,1 p ≤ 0,1 p ≤ 0,01 p ≤ 0,001	nicht signifikant * ** ***	

Die Ergebnisse der „Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsummen“ unterscheiden sich hingegen nicht signifikant von gleichverteilten Holznutzungen und Deckungsbeiträgen. Als Resultat der risikomeidenden Forstbetriebsmodellierung kann somit eine annähernd gleichmäßige Verteilung angenommen werden.

Bei Anwendung des Chi-Quadrat-Tests auf die Optimierungsergebnisse im Forstbetrieb Zusmarshausen brachten alle drei Zielfunktionen Ergebnisse, die sich statistisch nicht signifikant von einer Gleichverteilung der Einschläge unterscheiden. Bei der Value-at-Risk-Maximierung war die Irrtumswahrscheinlichkeit jedoch am höchsten: Hier würde man mit einer Wahrscheinlichkeit von nahezu 95% – also ziemlich sicher – irren, nähme man einen Unterschied zwischen der Gleichverteilung und der tatsächlichen Verteilung an.

Für den Forstbetrieb Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen wiederholt sich dieses Bild: Die Irrtumswahrscheinlichkeiten nehmen mit dem Grad der Berücksichtigung von Risikoaversion zu. Für die geplanten Holznutzungen lässt sich ein p-Wert von 93% als eine gute Übereinstimmung mit der Annahme einer Gleichverteilung der Einschläge lesen.

Bei der Anwendung der Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme ergibt sich bei allen getesteten Forstbetrieben ohne Hinzunahme von Hiebssatzrestriktionen kein statistisch signifikanter Unterschied zu (annähernd) gleichverteilten Holznutzungen. **Die Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme führt unter den angewendeten Zielfunktionen zu den gleichmäßigsten Holznutzungen und Deckungsbeiträgen.**

### 4.2.1.3 Mittelwerte und Standardabweichungen

Mittelwerte und Standardabweichungen der Erträge dienen ebenfalls der Charakterisierung von Verteilungsfunktionen: Während der Mittelwert bzw. Werte nahe dem Mittelwert in der Regel die größte Häufigkeit bzw. Wahrscheinlichkeitsdichte aufweisen, informiert die Standardabweichung über die durchschnittliche Abweichung einzelner Ergebnisse vom Mittelwert einer Variablen. Die Abbildungen 17.1 bis 17.3 zeigen den relativen Rückgang der Mittelwerte und der Standardabweichungen – bei

---

einer Forstbetriebsmodellierung unter Risikoaversion gegenüber den Ergebnissen der Barwertsummenmaximierung –für Holznutzungen und Deckungsbeiträge<sup>41</sup>.

Das niedrigere Einschlagsniveau bei einer Optimierung für risikomeidende Waldeigentümer wurde bei den Abbildungen 16.1 bis Abbildung 16.3 schon angesprochen. Die Holznutzungen gingen bei der Maximierung des Value-at-Risk gegenüber der Maximierung der Barwertsumme um 21% (Forstbetrieb Hausham; Abbildungen 17.1), 16% (Forstbetrieb Zusmarshausen; Abbildung 17.2) und 8% (Forstbetrieb Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen; Abbildung 17.3) zurück.

Die Standardabweichung der Holznutzungen ist mit zunehmender Risikoaversion der Entscheidungsträger ebenfalls rückläufig. Für den Forstbetrieb Hausham kann diese Abweichung, die hier als Risikomaß dient, von  $\pm 13,1$  Efm/ha/a (Max. NPV) auf  $\pm 2,5$  Efm/ha/a gesenkt werden (Max. VaR). Das entspricht einem Rückgang der Standardabweichung gegenüber derjenigen bei Maximierung der Barwertsumme um 81% (Forstbetrieb Hausham; Abbildung 17.1). Im Forstbetrieb Zusmarshausen sinkt die Standardabweichung durch die Maximierung des Value-at-Risk um 66% (Abbildung 17.2) und in Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen um 59% (Abbildung 17.3).

Für die Deckungsbeiträge ergibt sich folgendes Bild: Deren Mittelwerte gehen bei der Maximierung der Barwertsumme für den Forstbetrieb Hausham um 25% und deren Standardabweichung sogar um 85% zurück. Für Zusmarshausen ist demgegenüber ein Rückgang um 20% bzw. 54% und in Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen um 10% bzw. 55% zu verzeichnen.

---

<sup>41</sup> Die absoluten Zahlen sind in Anhängen 1 bis 3 dokumentiert.

Abbildungen 17.1 bis 17.3: Abweichung des mittleren Nutzungssatzes, der mittleren Deckungsbeiträge und der zugehörigen Standardabweichungen (Sx) optimierter Ertragsplanungen für die drei Testbetriebe im Fall von schwach (Maximierung des Risikonutzens; Max. CE) und stark (Maximierung des VaR der Barwertsumme; Max. VaR) risikomeidenden Waldbesitzern von einer Planung für risikoneutrale Waldbesitzer in Prozent.

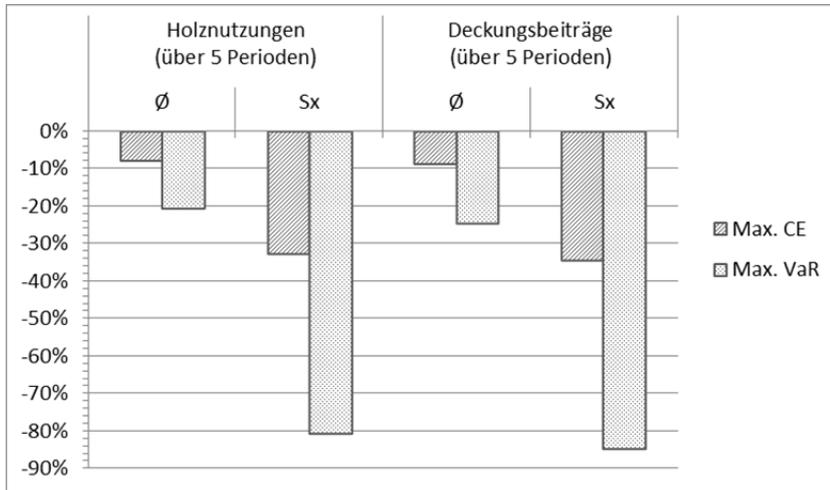


Abbildung 17.1: Forstbetrieb Hausham.

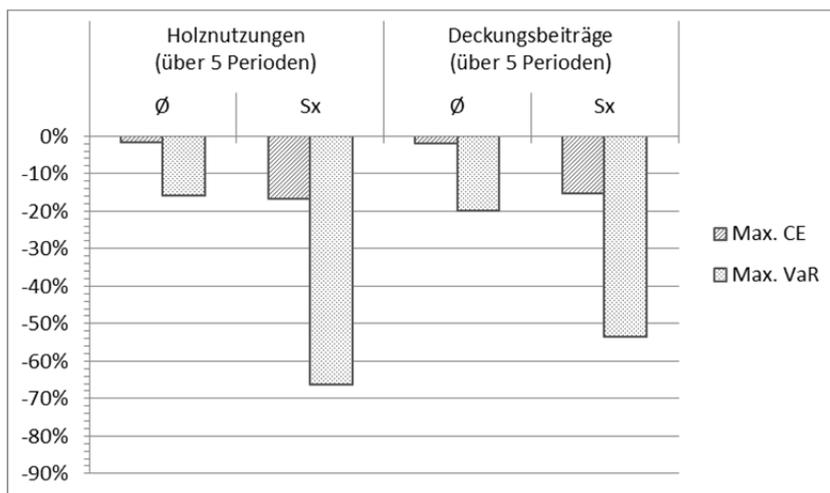


Abbildung 17.2: Forstbetrieb Zusmarshausen (BaySF).

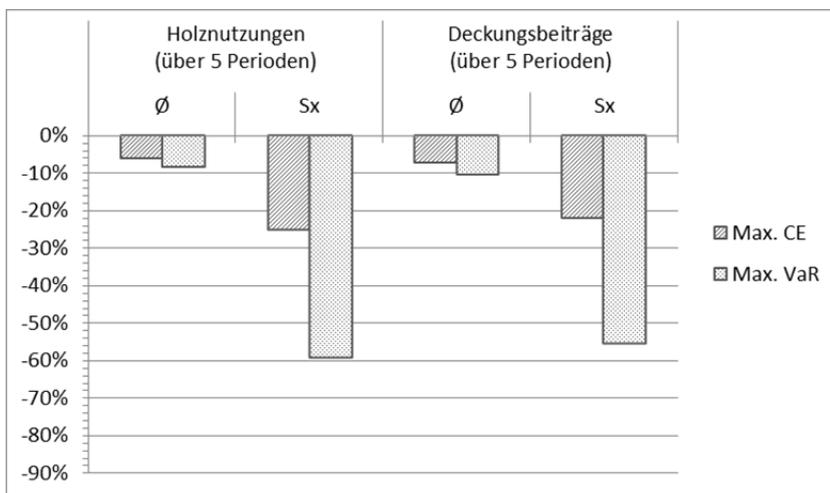


Abbildung 17.3: Forstbetrieb Hausham mit ausgeglichener Altersklassenstruktur.

Interessant ist in der Zusammenschau, dass die **Standardabweichungen der Holznutzungen und der Deckungsbeiträge unter Annahme von Risikoaversion bei allen drei Testbetrieben stärker zurückgehen als deren Mittelwerte**. Dieser Effekt wird durch eine geänderte Zuordnung der Holznutzungen im Raum-Zeit-Kontinuum des jeweiligen Forstbetriebs erreicht. Die zeitliche Streuung der Maßnahmen (*temporäre Diversifizierung*) bildet dabei die Hauptursache. Mit zunehmender Berücksichtigung der Risikoaversion in der Zielfunktion steigt in allen Betrieben der Anteil der Bestände, die nicht auf einen Schlag, sondern über mehrere Perioden verteilt genutzt bzw. verjüngt werden: Das betrifft 65% der Bestände in Hausham, 21% in Zusmarshausen und 67% in Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen (Tabellen 12.1 bis 12.3). Dadurch sinkt die durchschnittliche Einreihungsfläche der Endnutzungsbestände beispielsweise im Forstbetrieb Hausham von 2,6 ha auf 1,1 ha – was zugleich eine Zunahme der Durchforstungsfläche bewirkt. Beides trägt zu einem gleichmäßiger verteilten Anfall der Holzeinschlagsvolumina bei.

**Die besagten Effekte sind bei den Deckungsbeiträgen deutlich stärker als bei den Holznutzungen ausgeprägt** (Abbildungen 17.1 bis 17.3). Dies liegt daran, dass hier die Standardabweichungen der Deckungsbeiträge durch die Schwankungen des Holzanfalls und die Kombination mit den Holzpreisschwankungen aufgebläht werden. Ein gleichmäßigerer Holzanfall puffert in dieser Situation die Auswirkungen von Holzpreisschwankungen ab: Hierdurch kommen sowohl hohe als auch niedrige Holzpreisniveaus zum Tragen. Daraus folgt ein stabiler Durchschnittspreis.

Zwangsbedingte Holznutzungen auf Grund biotischer oder abiotischer Schadereignisse sind erstaunlicherweise weniger entscheidungsrelevant – obwohl sie mit einer deutlichen Reduktion der Deckungsbeiträge verbunden sind. Ihr Effekt ist deutlich geringer als der von Holzpreisschwankungen. Durch das Aufschieben von Holznutzungen unter Risikoabneigung wird in den Varianten Maximierung des Risikonutzens und Maximierung des Value-at-Risk sogar eine Zunahme der zwangsbedingten Nutzungen in Kauf genommen. Solche Holznutzungen steigen beispielsweise im Betrieb Hausham von 5% (Max. NPV) über 6% (Max. CE) auf 10% Volumenanteil an den Gesamteinschlägen (Max. VaR).

Tabellen 12.1 bis 12.3: Summarische Kennzahlen zur Intensität und zeitlichen Verteilung des Holzeinschlags in den drei Testbetrieben. Abkürzungen: NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.

Tabelle 12.1: Forstbetrieb Hausham.

Zielfunktion: Maximierung des ...	Anzahl der Endnutzungsbestände		Intensität		Flächensummen	
	absolut [Anzahl]	davon mit zeitlich verteilter Nutzung [%]	Ø Einreihungs- fläche [ha]	Ø Einreihungs- quote [%]	Σ Durch- forstung [ha]	Σ Ernte [ha]
<b>NPV</b>	23	0%	2,6	100%	196	60
<b>CE</b>	21	29%	2,0	93%	221	52
<b>VaR</b>	17	65%	1,1	69%	288	36

Tabelle 12.2: Forstbetrieb Zusmarshausen.

Zielfunktion: Maximierung des ...	Anzahl der Endnutzungsbestände		Intensität		Flächensummen	
	absolut [Anzahl]	davon mit zeitlich verteilter Nutzung [%]	Ø Einreihungs- fläche [ha]	Ø Einreihungs- quote [%]	Σ Durch- forstung [ha]	Σ Ernte [ha]
<b>NPV</b>	21	0%	255	100%	39.259	5.352
<b>CE</b>	19	0%	269	100%	40.200	5.113
<b>VaR</b>	14	21%	153	87%	47.670	2.600

Tabelle 12.3: Forstbetrieb Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen.

Zielfunktion: Maximierung des ...	Anzahl der Endnutzungsbestände		Intensität		Flächensummen	
	absolut [Anzahl]	davon mit zeitlich verteilter Nutzung [%]	Ø Einreihungs- fläche [ha]	Ø Einreihungs- quote [%]	Σ Durch- forstung [ha]	Σ Ernte [ha]
<b>NPV</b>	7	0%	2,0	100%	384	14
<b>CE</b>	6	17%	2,0	97%	386	12
<b>VaR</b>	6	67%	1,0	72%	383	11

#### 4.2.1.4 Variationskoeffizienten

Die Auswirkungen der drei untersuchten Zielfunktionen bei Anwendung auf die drei Testbetriebe werden mit Hilfe von Variationskoeffizienten noch eingehender analysiert. Solche Koeffizienten erlauben eine leichtere Beurteilung des Verhältnisses von Ertragsrückgang und Risikoreduktion: Nur der Rückgang der Standardabweichung der Holznutzungen und Deckungsbeiträgen wird positiv gesehen, nicht aber der Rückgang der Holznutzung von erwerbsorientierten Waldbesitzern.

Die Variationskoeffizienten nahmen bei zunehmender Risikoaversion der Waldbesitzer für die untersuchten, forstbetrieblich interessanten Größen ab. Während der Variationskoeffizient der Holznutzungen bei Maximierung der Barwertsumme für den Forstbetrieb Hausham noch  $\pm 65\%$  betrug, sank dieser Schwankungsbereich bei Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme auf  $\pm 18\%$  der mittleren periodischen Holznutzungen. Bei den Deckungsbeiträgen wurde der Variationskoeffizient sogar von  $\pm 67\%$  auf  $\pm 13\%$  reduziert (Tabelle 13). Die Holznutzungen und Deckungsbeiträge wurden also über die Zeit ausgeglichener.

**Tabelle 13: Variationskoeffizienten für die mittleren jährlichen Holznutzungen und Deckungsbeiträge über den Zeitraum von 25 Jahren für Ertragsplanungsoptimierungen unter den drei verwendeten Zielfunktionen und für die drei Testbetriebe bei einem Zins von 1,5%. Abkürzungen: NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.<sup>42</sup>**

Zielfunktion: des ... Maximierung	Variationskoeffizienten der mittleren periodischen ...					
	Holznutzungen			Deckungsbeiträge		
	Hausham	Zusmarshausen	Hausham mit ausgegl. Altersklassen	Hausham	Zusmarshausen	Hausham mit ausgegl. Altersklassen
<b>NPV</b>	$\pm 65\%$	$\pm 28\%$	$\pm 36\%$	$\pm 67\%$	$\pm 31\%$	$\pm 48\%$
<b>CE</b>	$\pm 48\%$	$\pm 24\%$	$\pm 29\%$	$\pm 48\%$	$\pm 27\%$	$\pm 40\%$
<b>VaR</b>	$\pm 18\%$	$\pm 11\%$	$\pm 16\%$	$\pm 13\%$	$\pm 18\%$	$\pm 24\%$

Die Variationskoeffizienten waren auch bei den beiden anderen Testbetrieben mit zunehmender Risikoaversion der Entscheider rückläufig. Das Ausmaß der Risikominderung ist jedoch unterschiedlich. Darauf wird bei der Auswertung des Variantenstudiums noch eingegangen (nachfolgend Kapitel 4.2.2).

<sup>42</sup> Die Ausgangswerte können den Anhängen 1 bis 3 entnommen werden.

**Grundsätzlich zeigte sich ein deutlicher Rückgang der Variationskoeffizienten für Holznutzungen und Deckungsbeiträge mit der Modellierung zunehmender Risikoaversion der Entscheidungsträger.** Die Gründe für den Rückgang der Variationskoeffizienten sind in den zeitlichen Diversifikationseffekten zu sehen, die schon im vorhergehenden Unterkapitel bei der Verminderung der Standardabweichung angesprochen wurden.

#### 4.2.1.5 Kosten der Risikominderung

Die Kosten der Risikominderung lassen sich durch einen Vergleich der Barwertsummen berechnen, die man als eine Näherung des Betriebswertes<sup>43</sup> interpretieren kann.

Die Maximierung der Zielfunktion „Barwertsumme“ wies die höchste Barwertsumme auf; die Maximierung war also effektiv. Diese Variante bildete somit die Referenz für den Vergleich der Varianten.

Bei Anwendung von Zielfunktionen für risikoaverse Entscheidungsträger (Max. CE und Max. VaR) lag der Barwert erwartungsgemäß niedriger, da die geringere Standardabweichung der Holznutzungen und Deckungsbeiträge mit einer Risikoprämie verbunden war: Sie ergab sich aus der Barwertdifferenz. Die Untersuchung hat aufgezeigt, **dass sich die Kosten der Risikominderung in den drei Testbetrieben auf maximal 2% der Barwertsumme belaufen.** Für den Testbetrieb mit ausgeglichenen Altersklassen liegt die Barwertdifferenz sogar bei nur 0,16%.

Zudem gingen die Standardabweichungen der Barwertsummen in allen Betrieben erneut deutlicher als die Mittelwerte (hier sind es die Barwertsummen) zurück: Bei der Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme konnten sie für den Forstbetrieb Hausham um ein gutes Drittel reduziert werden. In Zusmarshausen gingen sie um 19% zurück; im Forstbetrieb Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen konnte die Standardabweichung immerhin noch um 5% reduziert werden. **Die Variationskoeffizienten waren daher in allen Fällen unter der Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme am geringsten** (Tabelle 14).

---

<sup>43</sup> Im Vergleich zum betriebswert fehlen noch die abdiskontierten Wertbeiträge der zu erwartenden Nutzungen, die jenseits des 30-jährigen Planungszeitraums liegen. Dazu zählen die Hiebsunreife der Bestände, die zum Ende Planungsperiode mit ihrem diskontierten Abtriebswert bewertet werden, sowie der Bodenertragswert der Folgebestockung.

**Tabelle 14: Vergleich der Barwerte und deren Streuung als Ergebnis aus der finanziellen Optimierung mit den drei untersuchten Zielfunktionen für die Forstbetriebe Hausham, Zusmarshausen und Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen bei einem Zins von 1,5%. Die Zahlen in runden Klammern geben die absoluten Werte an. Abkürzungen: NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.**

Zielfunktion: Maximierung des ...	Hausham			Zusmarshausen			Hausham mit ausgegl. Altersklassen		
	Barwertsumme aller Nutzungen	Standardabweichung	Variationskoeffizient	Barwertsumme aller Nutzungen	Standardabweichung	Variationskoeffizient	Barwertsumme aller Nutzungen	Standardabweichung	Variationskoeffizient
	[% von NPV <sub>max</sub> ] (€/ha)	[%] (Sx/ha)	[%]	[% von NPV <sub>max</sub> ] (€/ha)	[%] (Sx/ha)	[%]	[% von NPV <sub>max</sub> ] (€/ha)	[%] (Sx/ha)	[%]
<b>NPV</b>	100% (23.858)	100% (2.238)	±9%	100% (19.781)	100% (±1.288)	±7%	100% (15.759)	100% (±904)	±6%
<b>CE</b>	99,8% (23.810)	86% (±1.916)	±8%	98,98% (19.777)	98% (±1.257)	±6%	99,99% (15.758)	98% (±890)	±6%
<b>VaR</b>	98% (23.370)	66% (±1.475)	±6%	99,1% (19.602)	81% (±1.041)	±5%	99,84% (15.734)	95% (±859)	±5%

#### 4.2.1.6 Durchschnittsvorräte zum Planungsende

Die Forstbetriebe Hausham und Zusmarshausen sind durch hohe bis sehr hohe Durchschnittsvorräte gekennzeichnet. Die rein finanziell getriebene Ertragsplanung führte daher unabhängig von der verwendeten Zielfunktion schon bei einer moderaten Zinsforderung zu einem massiven Vorratsabbau. Dieser setzte im Fall der Maximierung der Barwertsumme jedoch sehr abrupt ein. **Bei Anwendung der Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme ist die Vorratsentwicklung kontinuierlicher und ausgeglichener. Die Vorräte verbleiben auf einem höheren Niveau** (Abbildungen 18.1 und 18.2). Der Endvorrat lag im Forstbetrieb Hausham bei der Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme im Vergleich mit der Maximierung der Barwertsumme um 116% höher; für den Forstbetrieb Zusmarshausen überstieg der Endvorrat denjenigen nach Barwertsummenmaximierung um 48% (Anhänge 1 und 2).

Abbildungen 18.1 bis 18.3: Entwicklung der Durchschnittsvorräte für die Testbetriebe, wie sie sich aus der Optimierung für risikoneutrale bis stark risikomeidende Waldbesitzer ergeben. Abkürzungen: Max. = Maximierung, NPV = Barwertsumme, CE= Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.

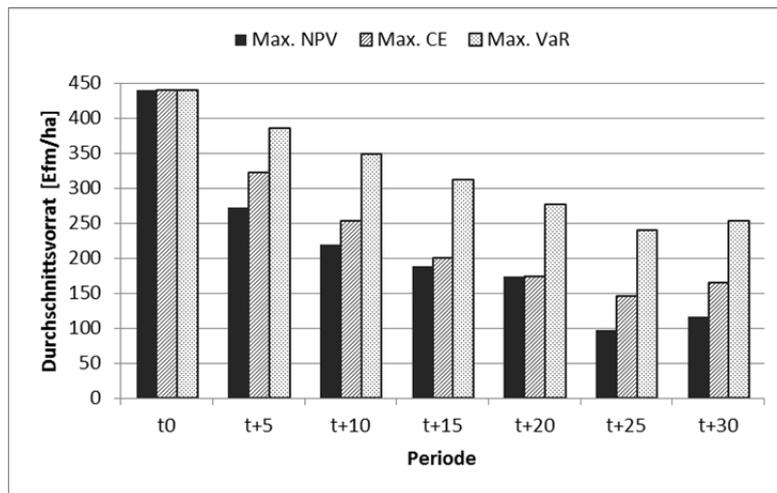


Abbildung 18.1: Forstbetrieb Hausham.

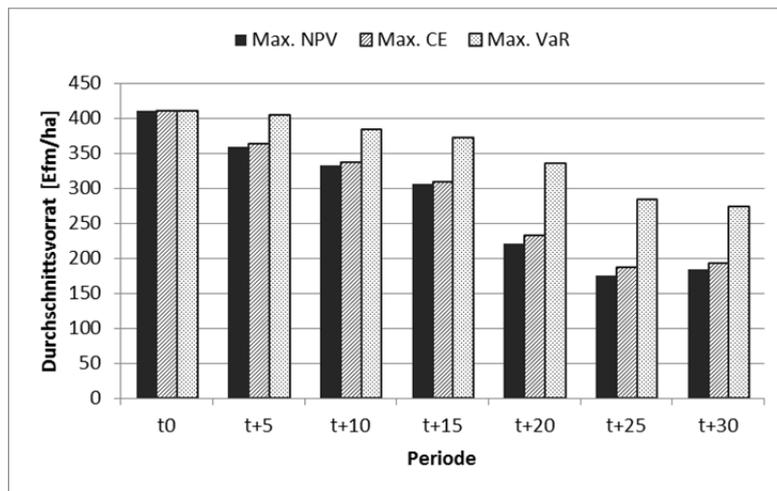


Abbildung 18.2: Forstbetrieb Zusmarshausen.

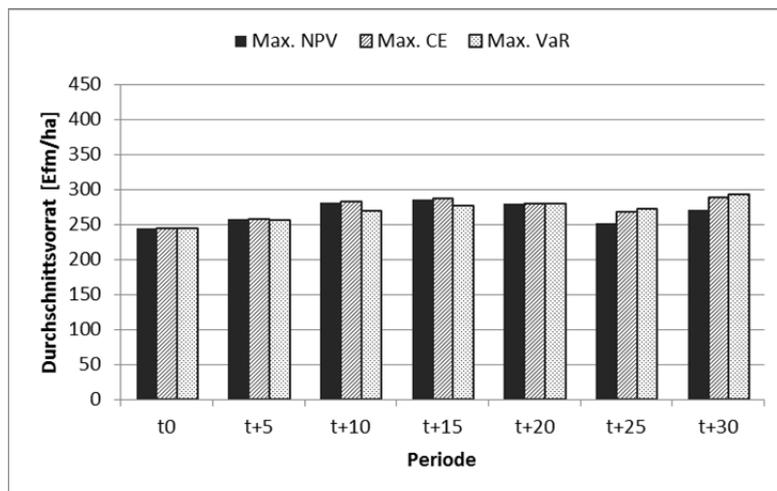


Abbildung 18.3: Forstbetrieb Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen.

Die Vorratsentwicklung im Forstbetrieb Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen zeichnete sich im Gegensatz zu derjenigen in den Realbetrieben durch einen Vorratsaufbau aus. Da die Rentabilität einiger Bestände noch über dem Kalkulationszins lag, wurde dort Holzvorrat akkumuliert. Zudem führten die drei Zielfunktionen zu relativ nahe beieinander liegenden Ergebnissen. Im Vergleich mit der Maximierung der Barwertsumme lag der Durchschnittsvorrat zum Ende des Planungszeitraums um 8% höher (Abbildung 18.3).

#### 4.2.1.7 Zusammenschau der Ergebnisse

Tabelle 15 fasst die Effekte der Zielfunktionen für risikoneutrale bis stark risikomeidende Waldbesitzer zusammen. Die Ergebnisse werden als Trends entlang eines Gradienten zunehmender Risikoaversion der Entscheidungsträger dargestellt.

**Tabelle 15: Übersicht der Ergebnistrends bei finanziell optimierten Ertragsplanungen für risikoneutrale bis stark risikomeidende Waldbesitzer. Abkürzungen: Max. = Maximierung, NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.**

Zielfunktion	End-nutzungs-bestände [Anzahl]	davon zeitlich aufgeteilt [Anzahl]	Ein-reihungs-quote [%]	Holznutzungen und Deckungsbeiträge		
				Mittelwert & Standard-abweichung [%]	Variations-koeffizienten [%]	Tendenz zur Gleich-vertei-lung [%]
Max. NPV						
Max. CE						
Max. VaR						
Quelle:	Tabellen 12.1 bis 12.3			Anhänge 1 bis 3	Tabelle 13	Tabelle 11

Es zeigt sich folgendes: **Die Risikoberücksichtigung in den Zielfunktionen hat einen deutlichen Effekt auf die Gleichmäßigkeit und die Streuung der Einzelwerte von Holznutzungen und Deckungsbeiträgen.**

**Darüber hinaus wirkt sich die Integration der Risiken in die Zielfunktionen auf die Höhe des Durchschnittsvorrates zum Ende der Planungsperiode aus.** Bei Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme liegt dieser Vorrat stets über dem der Barwertsummenmaximierung (Anhänge 1 bis 3). Ein Einfluss auf die Gleichverteilung

der Holzbodenfläche nach Altersklassen zum Ende des Planungszeitraums ließ sich nicht nachweisen: Für einen statistischen Nachweis ist der gewählte Betrachtungszeitraum von 30 Jahren zu kurz.

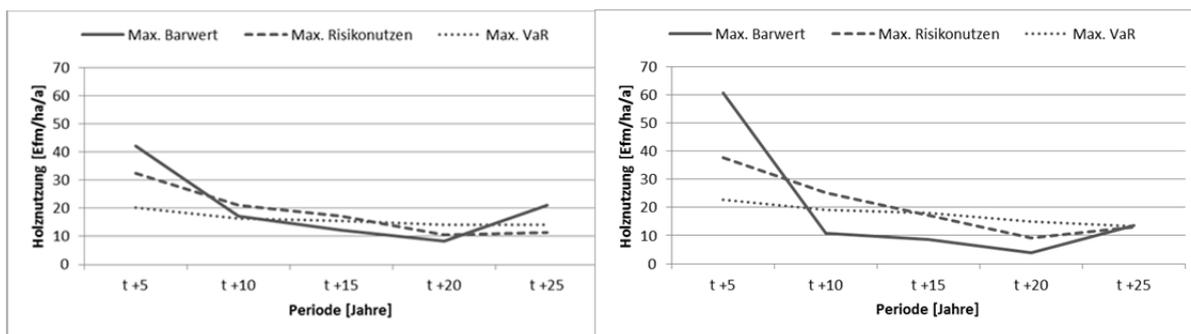
### **4.2.2 Einfluss der Eingangskoeffizienten**

Die Sensitivität der Ergebnisse von Ertragsoptimierungen mit Zielfunktionen für risikoneutrale und risikomeidende Waldbesitzer wurde bei geändertem Kalkulationszins, alternativen Altersklassenstrukturen und Holzpreisszenarien untersucht. Die Effekte werden durch die Variationskoeffizienten und ihre Veränderung, sowie durch die p-Werte des Chi-Quadrat-Tests und die Barwertdifferenzen charakterisiert.

#### **4.2.2.1 Zinsvariationen**

Tabelle 16 zeigt die Ergebnisse der Variationskoeffizienten für die naturalen und finanziellen Erträge für Zinssätze von 1,5% und 2%. Das absolute Niveau der Variationskoeffizienten stieg im Fall des höheren Kalkulationszinsses bei Forstbetrieben mit hoher Vorratsausstattung und einer Ertragsplanung für risikoneutrale Waldbesitzer an (Hausham und Zusmarshausen). Die höhere Zinsforderung führte zu anfänglich höheren und später – aufgrund ausbleibender Durchforstungsmengen – niedrigeren Holzanfällen als bei dem geringeren Kalkulationszinssatz. Diese Ungleichmäßigkeit drückt sich in einer höheren Standardabweichung aus und führt im Fall der Maximierung der Barwertsumme im Forstbetrieb Hausham sogar zu Variationskoeffizienten von über 100% (Abbildungen 19.1 und 19.2 sowie Tabelle 16).

Bei ausgeglichenen Altersklassen führte der höhere Kalkulationszinssatz zu gleichbleibenden oder rückläufigen Variationskoeffizienten. Der Grund hierfür liegt vermutlich in höheren, aber weniger schwankenden Holznutzungen. In der Folge sanken die Endvorräte leicht; nur bei der Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme erfolgte dort ein Vorratsaufbau (Anhänge 3 und 6).



Abbildungen 19.1 und 19.2: Verlauf der Holznutzungen über die Planungsperioden für den **Forstbetrieb Hausham**. Die Holznutzungen ergeben sich aus Ertragsoptimierung für risikoneutrale und schwach sowie stark risikomeidende Waldbesitzer bei einem Zins von 1,5% (links) und 2% (rechts).

Tabelle 16: Variationskoeffizienten der mittleren jährlichen Holznutzungen und Deckungsbeiträge über den Zeitraum von 25 Jahren, sowie der Barwertsummen bei einer Optimierung der drei Testbetriebe mit den drei verwendeten Zielfunktionen bei Zinssätzen von 1,5% und 2%. Zudem sind die jeweiligen Barwertsummen angegeben. Abkürzungen: NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.

Zielfunktion: Maximierung des ...		Variationskoeffizienten der ...						Barwertsumme aller Nutzungen [% von NPV <sub>max</sub> und €/ha]	
		mittleren periodischen Holznutzungen		mittleren periodischen Deckungsbeiträge		Barwertsumme		1,5%	2%
		1,5%	2%	1,5%	2%	1,5%	2%		
Hausham	NPV	±65%	±119%	±67%	±125%	±9%	±12%	100% (23.858)	100% (22.460)
	CE	±48%	±55%	±48%	±57%	±8%	±9%	99,80% (23.810)	99,55% (22.360)
	VaR	±18%	±21%	±13%	±19%	±6%	±7%	97,95% (23.370)	96,26% (21.621)
Zusmarshausen	NPV	±28%	±55%	±31%	±59%	±7%	±8%	100% (19.781)	100% (18.249)
	CE	±24%	±15%	±27%	±18%	±6%	±5%	98,98% (19.777)	95,76% (17.475)
	VaR	±11%	±2%	±18%	±5%	±5%	±5%	99,10% (19.602)	96,10% (17.537)
Hausham mit ausgeglichene Alterklassen	NPV	±36%	±36%	±48%	±40%	±6%	±6,1%	100% (15.759)	100% (14.130)
	CE	±29%	±27%	±40%	±30%	±6%	±5,9%	99,99% (15.758)	99,98% (14.127)
	VaR	±16%	±8%	±24%	11%	±5%	±5,5%	99,84% (15.734)	99,69% (14.086)

Die Maximierung des Risikonutzens im Forstbetrieb Zusmarshausen bildete eine Ausnahme. Diese Variante führte als einzige gegenüber der Maximierung der Barwertsumme und der Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme zu höheren Holznutzungen; ihr Barwert lag unter dem der beiden alternativen Zielfunktionen (Tabelle 16). Eine Maximierung des Risikonutzens zeigte sich bei einem Kalkulationszinssatz von 2% folglich als ineffizient, da über den Value-at-Risk-Ansatz eine höhere Barwertsumme erzielbar ist.

Um die Wirkung von Zielfunktionen für risikomeidende Waldbesitzer zu beurteilen, ist die Veränderung der Variationskoeffizienten bedeutender als deren absolute Höhe. Für alle Testbetriebe und Zielfunktionen zeigte sich bei einem Kalkulationszins von 2% – im Vergleich zu den Veränderungen bei einem Zins von 1,5% - mit zunehmender Intensität der Modellierung von Risikoaversion ein stärkerer Rückgang der Variationskoeffizienten der mittleren periodischen Holznutzungen und Deckungsbeiträge. Die Reduktion der Variationskoeffizienten der Holznutzungen und der Deckungsbeiträge war in den Realbetrieben Hausham und Zusmarshausen zwei bis vier Mal größer; im Forstbetrieb Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen war der Rückgang nur leicht stärker als bei der Zinsforderung von 1,5% (Tabelle 16).

Es kann festgehalten werden, dass **die Berücksichtigung von Risiken in der Zielfunktion im Vergleich mit Entscheidungsmodellen für risikoneutrale Waldbesitzer unter einem höheren Zinssatz zu einer stärkeren Streuungsreduktion bei den Holznutzungen und Deckungsbeiträgen führte.**

Die Ergebnisse des Chi-Quadrat-Tests bestätigen diese Ergebnisse zum Niveau der Variationskoeffizienten. Die Verteilungen der mittleren periodischen Holznutzungen unterschieden sich bei einem höheren Kalkulationszinssatz stärker von einer Gleichverteilung: Die Irrtumswahrscheinlichkeiten gingen zurück, und zugleich stiegen die Signifikanzniveaus (Tabelle 17).

Die Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme erzielte in allen Testbetrieben auch bei einer Zinsforderung von 2% die höchsten p-Werte im Test der Gleichverteilung von Holznutzungen (Tabelle 17). **Die Maximierung des Value-at-Risk führte unter beiden Kalkulationszinssätzen zur höchsten Irrtumswahrscheinlichkeit bezüglich der Übereinstimmung von realer und erwarteter Verteilung.** In

keinem Testbetrieb wurde ein signifikanter Unterschied von realer und erwarteter Verteilung der Holznutzungen beobachtet.

**Tabelle 17: P-Werte eines Chi-Quadrat-Tests zum Vergleich der mittleren periodischen Holznutzungen mit einer Gleichverteilung für die drei untersuchten Forstbetriebe und Zielfunktionen. Als reale Werte dienten die Resultate aus der jeweiligen Optimierung; als erwartete Werte wurde eine Gleichverteilung der Flächen für die jeweilige Umtriebszeit unterstellt. Abkürzungen: Max. = Maximierung, NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.<sup>44</sup>**

p-Werte für die mittleren periodischen Holznutzungen bei ...				
		Zins	1,5%	2,0%
Hausham	Max. NPV		0,0000***	0,0000***
	Max. CE		0,0021**	0,0000***
	Max. VaR		0,8153	0,5534
Zusmarshausen	Max. NPV		0,2291	0,0002***
	Max. CE		0,4092	0,8850
	Max. VaR		0,9448	0,9999
Hausham ausgeglichene Altersklassen	Max. NPV		0,2521	0,2304
	Max. CE		0,5253	0,5069
	Max. VaR		0,9152	0,9937
Signifikanzniveaus:		p > 0,1 p ≤ 0,1 p ≤ 0,01 p ≤ 0,001	nicht signifikant * ** ***	

Die relativen Kosten der Risikoreduktion fielen bei der Zinsforderung von 2% geringfügig höher aus. Das Niveau der Barwerte lag dabei etwas unter demjenigen der Ertragsoptimierungen für 1,5%. Dafür gibt es mehrere Gründe, allerdings mit gegenläufigen Tendenzen. Der höhere Diskontfaktor und die in Summe niedrigeren Holzernten führten zu niedrigeren Barwerten, während sich die Konzentration von Einschlägen zu Beginn der Betrachtung positiv auf den Barwert auswirkte. In der Summe ergab sich eine relative Reduktion der Barwerte, die in etwa der relativen Reduktion der Variationskoeffizienten entsprach. **Die relativen Kosten der Risikoreduktion lagen im Fall der finanziellen Optimierung für risikomeidende Waldbesitzer bei einem Kalkulationszins von 1,5% oder 2% zwischen 0,2% und 3,9%** (Tabelle 16).

<sup>44</sup> Die Ausgangswerte können den Tabellen der Anhänge 1 bis 6 entnommen werden.

4.2.2.2 Altersklassenstruktur

In den Forstbetrieben Hausham und Zusmarshausen wurde der Vorrat durch starke Holznutzungen schon zu Beginn der Planungsphase deutlich abgesenkt. Dies wirkte sich auch auf die Altersklassenverteilung aus. Im Forstbetrieb Hausham nahm die erste und zweite Altersklasse zum Ende der Planung zwischen 80% (Max. NPV), 71% (Max. CE) und 55% (Max. VaR) der Betriebsfläche ein; in Zusmarshausen waren es je nach Zielfunktion 52%, 50% und 28% der Betriebsfläche. Abbildung 20 zeigt diese Flächenverteilung über die Altersklassen zum Beginn und Ende des Planungszeitraums für die Maximierung der Barwertsumme.

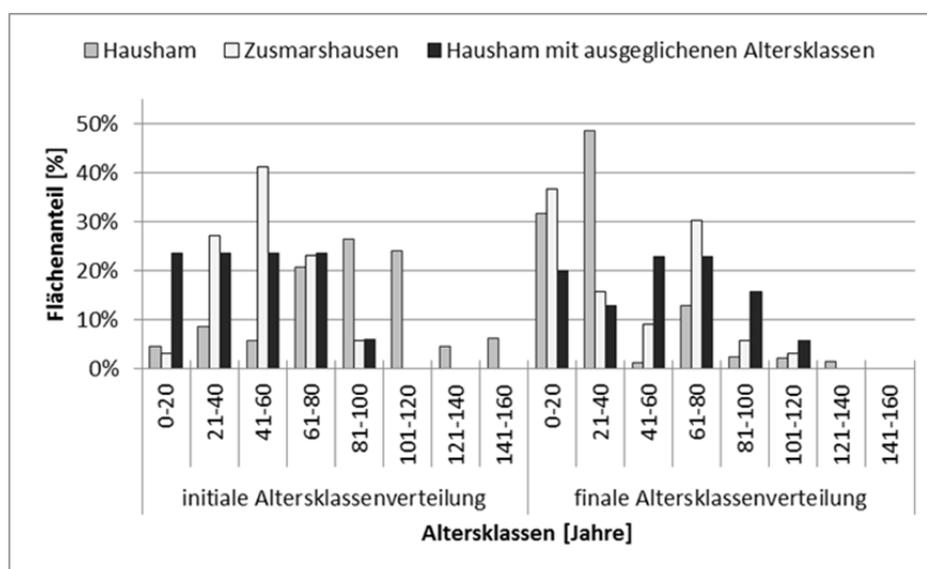


Abbildung 20: Flächenanteile nach Altersklassen für die Testbetriebe zum Beginn und nach einer Planung für die Maximierung der Barwertsumme.

Die initiale Altersklassenverteilung wurde anhand der p-Werte des Chi-Quadrat-Tests der realen und der erwarteten Flächenverteilung über die Altersklassen charakterisiert. Nach diesem Kriterium ergab sich mit Blick auf die Gleichverteilung der Flächenanteile in den Altersklassen folgendes Bild: Die Forstbetriebe Hausham und Zusmarshausen unterschieden sich signifikant von einer Gleichverteilung. Der virtuelle Forstbetrieb Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen unterschied sich davon nicht; bei Annahme eines Unterschiedes hätte man in 93% der Fälle geirrt (Tabelle 18).

Bei den Variationskoeffizienten der Holznutzungen und Deckungsbeiträge ließ sich kein Muster erkennen, das von der initialen Altersklassenstruktur abhängig war: Die Variationskoeffizienten waren beim Forstbetrieb Hausham am höchsten, im zweiten

Realbetrieb waren sie hingegen am niedrigsten. Diese Rangfolge deckte sich weder mit der Reihenfolge der Ergebnisdarstellung nach dem Durchschnittsvorrat, noch nach der Altersklassenstruktur. Zudem ist sie instabil und ändert sich beispielsweise bei einer Modifikation des Zinssatzes. Die Spanne zwischen den Variationskoeffizienten der Holznutzungen und Deckungsbeiträge bei unterschiedlichen Zielfunktionen war im Fall des Betriebs Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen jedoch am kleinsten (mit Ausnahme der Holznutzungen bei 1,5%; dazu oben Tabelle 16).

Um die finale Altersklassenverteilung statistisch zu untersuchen, wurde mit dem Chi-Quadrat-Test die Ähnlichkeit mit einer ausgeglichenen Altersklassenverteilung untersucht. In beiden realen Forstbetrieben bestand zum Beginn und auch zum Ende der Planungsperiode ein höchst signifikanter Unterschied der realen bzw. geplanten Altersklassenverteilung zu einer Gleichverteilung. Dieser Unterschied war bei allen Zielfunktionen in gleicher Weise vorhanden. Vermutlich war der Zeitraum für eine Angleichung der Altersklassenverhältnisse mit nur 30 Jahren zu kurz (Tabelle 18).

**Tabelle 18: P-Werte eines Chi-Quadrat-Tests zum Vergleich der Altersklassenflächen mit einer Gleichverteilung für die drei untersuchten Forstbetriebe und Zielfunktionen. Als reale Werte dienten die Resultate aus der jeweiligen Optimierung; als erwartete Werte wurde eine Gleichverteilung der Flächen für die jeweilige Umtriebszeit unterstellt. Abkürzungen: Max. = Maximierung, NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme; t+0 = Ausgangssituation, t+30 = Situation zum Ende des Planungszeitraums.**

p-Werte der Flächenverteilung nach Altersklassen zum Zeitpunkt ...			
		t+0	t+30
<b>Hausham</b>	<b>Max. NPV</b>	0,0000***	0,0000***
	<b>Max. CE</b>		0,0000***
	<b>Max. VaR</b>		0,0000***
<b>Zusmarshausen</b>	<b>Max. NPV</b>	0,0000***	0,0000***
	<b>Max. CE</b>		0,0000***
	<b>Max. VaR</b>		0,0000***
<b>Hausham</b> ausgeglichene Altersklassen	<b>Max. NPV</b>	0,9327	0,7777
	<b>Max. CE</b>		0,4923
	<b>Max. VaR</b>		0,2851
Signifikanzniveaus:	p > 0,1	nicht signifikant	
	p ≤ 0,1	*	
	p ≤ 0,01	**	
	p ≤ 0,001	***	

Im Zuge dieses Tests zeigte sich Folgendes: Der virtuelle Forstbetrieb mit ausgeglichenen Altersklassen wich von den Altersklassenverteilungen der Realbetriebe ab. Zu Beginn der Planungsperiode ergab der Chi-Quadrat-Test keinen Unterschied zu einer Gleichverteilung; ging man von einem Unterschied aus, hätte man in 93% der Fälle geirrt. Auch zum Ende der Planungsperiode zeigte der Chi-Quadrat-Test keinen signifikanten Unterschied zu einer Gleichverteilung, wenngleich die Irrtumswahrscheinlichkeiten gegenüber der Ausgangssituation zurückgegangen sind. Da das Flächendurchschnittsalter um 5 Jahre und die latente Umtriebszeit um 10 Jahre anstieg, schlug sich das gleichmäßigere Nutzungsverhalten nicht in höheren Irrtumswahrscheinlichkeiten nieder. Die Anpassung der realen an die erwartete Altersklassenverteilung mit der verlängerten latenten Umtriebszeit zum Ende der Planungsperiode gelang in dem Zeitraum von 30 Jahren aber nur teilweise. Bei den anderen Zielfunktionen änderten sich die latenten Umtriebszeit und die erwartete Altersklassenverteilung weniger; hier kam es zu geringeren Änderungen der Altersklassenstruktur. In der Konsequenz sanken die p-Werte für diesen Planungszeitraum mit zunehmender Risikoaversion der Entscheidungsträger.

Als Ergebnis kann festgehalten werden, dass sich die drei Zielfunktionen auf die Altersklassenverteilung bei einem Planungszeitraum von 30 Jahren kaum auswirkten. **Die Altersklassenverteilungen der Realbetriebe unterschieden sich nach einer Optimierung mit einer der drei Zielfunktionen stets höchst signifikant von einer Gleichverteilung.**

**Sind die Altersklassen hingegen bereits zu Beginn der Planung auf die finanziell optimale Umtriebszeit gleichverteilt, führt eine finanzielle Ertragsoptimierung – bei einem Planungszeitraum von 30 Jahren – weder für risikoneutrale noch eine solche für risikomeidende Investoren zu einer statistisch signifikanten Ungleichverteilung.** Eine leichte Ungleichverteilung hätte durch die Berücksichtigung der Ausfallrisiken von Bäumen entstehen können, da diese im Normalwaldmodell nach Hundeshagen (1826) nicht integriert sind. Solche Ausfallwahrscheinlichkeiten haben in einer 59-jährigen Zeitreihe der Bayerischen Staatswälder immerhin 29% der Holznutzungen ausgemacht (Hahn und Knoke, 2010). Weitere Gründe für die Annahme einer zunehmenden Ungleichverteilung lagen im Vorhandensein mehrerer Baumarten

und unterschiedlicher Bestockungsgrade, die zusammen mit den Ausfallwahrscheinlichkeiten in die Rentabilität eines Bestandes einfließen.

#### 4.2.2.3 Holzpreisszenarien

Die Variationskoeffizienten der mittleren periodischen Holznutzungen und Deckungsbeiträge stiegen mit zunehmend pessimistischen Holzpreisszenarien, also bei fallenden Holzpreisen. Die Standardabweichungen veränderten sich demnach stärker als die mittleren Holznutzungen und Deckungsbeiträge; aufgrund der zukünftig schlechteren Ertragsaussichten wurde in den ersten Perioden zunehmend mehr Holz geerntet, und in der Folge stieg der Endnutzungsanteil. Dieser Trend wurde durch das Verschmelzen der Preisentwicklung nach der dritten Periode befördert, wenn sich die Stammholz- sowie die Industrie- und Brennholzpreise identisch entwickeln.

Das Holzpreisszenario Nr. 2 scherte im Forstbetrieb Hausham aufgrund eines Anstieges der Einschläge um 50% mit einem Schwerpunkt in der ersten Periode aus diesem Muster aus: Die Standardabweichung der Holznutzungen stieg dort um mehr als das Zehnfache an. Nachfolgende Anstiege der Standardabweichung waren im Vergleich zu den Mittelwerten deutlich geringer.

Daneben hat sich unter verschiedenen Holzpreisszenarien Folgendes gezeigt: Der Effekt abnehmender Variationskoeffizienten der Holznutzungen und Deckungsbeiträge konnte mit zunehmender Berücksichtigung der Risikoaversion von Waldbesitzern in der Zielfunktion bestätigt werden.

Der Einfluss geänderter Holzpreise wirkte sich unter den verschiedenen Varianten der Forstbetriebsmodellierung mit unterschiedlicher Intensität aus. Die größte Spannweite wiesen die Variationskoeffizienten der Holznutzungen und Deckungsbeiträge bei der Barwertsummenmaximierung auf (Tabelle 19). **Mit zunehmender Risikoaversion der Entscheidungsträger schrumpfte diese Spanne, die unter der Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme am kleinsten war; die Ergebnisse waren im Vergleich mit den anderen Zielfunktionen bei Holzpreisveränderungen am robustesten.**

Ein gerichteter Effekt der Altersklassenstruktur war dabei – wie auch bereits in Kapitel 4.2.2.2 – nicht zu beobachten.

Tabelle 19: Variationskoeffizienten der mittleren jährlichen Holznutzungen und Deckungsbeiträge über den Zeitraum von 25 Jahren bei einer Optimierung der drei Testbetriebe mit den drei verwendeten Zielfunktionen bei verschiedenen Holzpreisszenarien: 1 = Stamm- und Industrieholzpreise steigend, 2 = Stammholzpreis steigend, Industrieholzpreis fallend, 3 = Stammholzpreis fallend, Industrieholzpreis steigend, 4 = Stamm- und Industrieholzpreis fallend (zu den Holzpreisszenarien im Einzelnen Tabelle 8). Angegeben sind auch die Barwertsummen der Varianten. Abkürzungen: NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.

Zielfunktion: Maximierung des ...	Variationskoeffizienten unter Holzpreisszenarien ... für die mittleren periodischen								Barwertsummen aller Holznutzungen unter Holzpreisszenario ... [% von NPV <sub>max</sub> und €/ha]				
	Holznutzungen				Deckungsbeiträge				1	2	3	4	
	1	2	3	4	1	2	3	4					
Hausham	NPV	13%	107%	75%	97%	32%	125%	76%	99%	100% (47.129)	100% (25.188)	100% (24.230)	100% (22.260)
	CE	13%	75%	59%	84%	32%	86%	60%	87%	100% (47.129)	99,8% (25.135)	99,8% (24.186)	99,8% (22.235)
	VaR	28%	21%	22%	77%	69%	22%	22%	83%	99,2% (46.740)	98,8% (24.875)	97,4% (23.591)	98,8% (21.989)
Zusamers- hausen	NPV	11%	21%	39%	98%	54%	31%	40%	105%	100% (43.010)	100% (20.242)	100% (21.055)	100% (16.407)
	CE	11%	19%	37%	40%	54%	27%	39%	65%	100% (43.010)	100% (20.241)	100% (21.051)	75,6% (12.397)
	VaR	11%	17%	11%	36%	54%	26%	16%	62%	100% (43.010)	100% (20.234)	99,1% (20876)	75,4% (12.373)
Hausham mit ausgeglichene Altersklassen	NPV	14%	14%	66%	154%	44%	18%	85%	175%	100% (37.571)	100% (17.015)	100% (16.807)	100% (11.804)
	CE	14%	21%	54%	118%	44%	30%	70%	127%	100% (37.571)	100% (17.015)	100% (16.802)	99,7% (11.764)
	VaR	14%	27%	8%	39%	44%	41%	15%	59%	100% (37.571)	99,4% (16.914)	99,7% (16.749)	96,1% (11.347)

Vergleicht man die p-Werte der mittleren periodischen Holznutzungen nach Zielfunktionen, zeigte sich, dass **steigende Holzpreise und Holzpreisschwankungen (Szenarien 1 und 2) unter allen Zielfunktionen zu gleichmäßigeren Nutzungen führen**. Dies lag daran, dass der Durchforstungsanteil zunahm und in den stehenden Holzvorrat investiert wurde. Dieser Effekt wurde allenfalls durch überalterte Bestände mit niedriger Rentabilität bei risikoneutralen oder schwach risikoaversen Entscheidungsträgern gebrochen (vgl. Forstbetrieb Hausham, Tabelle 20).

Tabelle 20: P-Werte eines Chi-Quadrat-Tests zum Vergleich der Altersklassenflächen mit einer Gleichverteilung für die drei untersuchten Forstbetriebe und Zielfunktionen. Als reale Werte dienten die Resultate aus den Optimierungen unter Annahme der Holzpreisszenarien: 1 = Stamm- und Industrieholzpreise steigend, 2 = Stammholzpreis steigend, Industrieholzpreis fallend, 3 = Stammholzpreis fallend, Industrieholzpreis steigend, 4 = Stamm- und Industrieholzpreis fallend (s. o. zu Tabelle 8). Als erwartete Werte wurden die mittleren Holznutzungen des Betrachtungszeitraumes gewählt. Abkürzungen: Max. = Maximierung, NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.

p-Werte für die mittleren periodischen Holznutzungen unter Holzpreisszenario ...		1	2	3	4
Hausham	Max. NPV	0,9702	0,0000***	0,0000***	0,0000***
	Max. CE	0,9702	0,0000***	0,0000***	0,0000***
	Max. VaR	0,5703	0,6359	0,5140	0,0000***
Zusmarshausen	Max. NPV	0,9627	0,6363	0,0331*	0,0000***
	Max. CE	0,9627	0,7364	0,0533*	0,0452*
	Max. VaR	0,9627	0,7879	0,9580	0,0841*
Hausham ausgeglichene Altersklassen	Max. NPV	0,9707	0,9707	0,0024**	0,0000***
	Max. CE	0,9707	0,8797	0,0221*	0,0000***
	Max. VaR	0,9707	0,6583	0,9935	0,0492*
Signifikanzniveaus:	p > 0,1 p ≤ 0,1 p ≤ 0,01 p ≤ 0,001	nicht signifikant * ** ***			

Sinkende Holzpreise und Holzpreisschwankungen führten zu ungleichmäßigen Einschlagsmustern, da die Rentabilität der Bestände und die finanziell optimale Umtriebszeit sanken. Bei schwach rückläufigen Preisen konnte das Einschlagsmuster – bei einem Verzicht auf Nutzungssatzrestriktionen – nur durch die Integration von Risiken in die Zielfunktion Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme ausgeglichen werden (Tabelle 20).

**Es kann festgehalten werden, dass eine finanzielle Ertragsplanung, die den Value-at-Risk der Barwertsumme maximierte, in allen Fällen mittlere periodische Holznutzungen mit den höchsten p-Werten aufwies (Tabelle 20).** Die Verteilung der Holznutzungen zeigte mit Ausnahme von Szenario 4 keinen signifikanten Unterschied zu einer Gleichverteilung.



## 5. Diskussion

Kontinuität und Gleichmaß der Holznutzungen dienen innerhalb eines Forstbetriebsplanungszeitraums häufig als ein Kriterium nachhaltiger Forstwirtschaft. Im Folgenden wird aufbauend auf den zuvor erzielten Ergebnissen, also auf einem qualitativen Literaturüberblick und der quantitativen Analyse effizienter Planungen unter Risiko, die Vorteilhaftigkeit bzw. Nachteilhaftigkeit kontinuierlicher und gleichmäßiger Holznutzungen und Deckungsbeiträge diskutiert (Kapitel 5.1). Daran anschließend wird die Eignung der nicht-linearen Programmierung für die Ertragsplanung und die Art und Weise der Risikoberücksichtigung im Kontext des aktuellen Wissensstandes erörtert (Kapitel 5.2). Diese beiden Unterkapitel betrachten den inhaltlichen und methodischen Erkenntnisgewinn aus wissenschaftlicher Perspektive. Im Anschluss wird der Blick auf die Forstpraxis gelenkt, in dem die Relevanz und Anwendbarkeit der geschilderten Ergebnisse beurteilt werden (Kapitel 5.3). Aspekte aus der Diskussion werden in den Publikationen A bis C aufgegriffen.

### 5.1 *Diskussion der Ergebnisse*

#### 5.1.1 **Konkretisierung „nachhaltiger Forstwirtschaft“**

In Kapiteln 2.1 und 4.1 wurde ausgeführt, dass es für den Begriff „forstliche Nachhaltigkeit“ zwar keine eindeutige operationale Definition geben kann, der Begriff für Forstleute aber einen gemeinschafts- und sinnstiftenden Charakter hat. Um Missverständnissen in der Kommunikation vorzubeugen, wurde auf Basis einer qualitativen Literaturübersicht vorgeschlagen, Nachhaltigkeit anhand der Kriterien „Multifunktionalität“ und „Partizipation“ zu konkretisieren. Dadurch wird neben dem räumlich-zeitlichen Bezug eine inhaltliche Verortung vorgenommen und der Betroffenenkreis definiert. Da beide Kriterien von der konkreten Problemstellung und dem zeitlichen Kontext abhängen, bleibt jede Definition forstlicher Nachhaltigkeit eine Momentaufnahme, denn sowohl die menschlichen Ansprüche als auch die Umweltbedingungen für die Produktion sind unsicher. Zudem müssen die ggf. gegensätzlichen Ansprüche in einem gemeinsamen Kompromiss aufgehen. Die Methoden der Unternehmensforschung können dazu einen Beitrag leisten. Da die Umsetzung forstlicher Nachhaltigkeit nur auf der Managementebene erfolgen kann,

wurde in der vorliegenden Studie diese räumliche Skalenebene gewählt, um effiziente Nutzungsstrategien unter Risiko zu analysieren. Forstliche Nachhaltigkeit wird hier – mit Bezug auf die zwei genannten Kriterien – also auf die Kontinuität und das Gleichmaß der Holznutzungen auf der Forstbetriebsebene bezogen.

Die Umsetzung nachhaltiger Forstwirtschaft kann als forstspezifische Anwendung des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung gesehen werden. Für die Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung sind drei Strategien bekannt, die entweder auf *Effizienz*, *Konsistenz*<sup>45</sup> oder *Suffizienz*<sup>46</sup> abzielen (Steurer, 2001; Hopfenbeck, 2002; Grunwald und Kopfmüller, 2006). Diese Strategien können auch auf die Nutzung von Waldressourcen angewendet werden, wenn nachhaltige Forstwirtschaft als objektbezogene Anwendung nachhaltiger Entwicklung gesehen wird. Da sich die Forstwirtschaft mit der Produktion von Gütern und Dienstleistungen beschäftigt, wirkt forstliche Nachhaltigkeit auf der Angebotsseite (Hahn und Knoke, 2013a). Bei der Umsetzung nachhaltiger Forstwirtschaft steht somit die Effizienzstrategie im Vordergrund, die in der vorliegenden Studie durch ein Optimierungskalkül der nicht-linearen Programmierung gewährleistet wird.

Aus der Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung für einen spezifischen Wirtschaftssektor des produzierenden Gewerbes folgt für eine nachhaltige Forstwirtschaft, dass eine sektorale und gegebenenfalls sogar räumlich stark eingegrenzte Betrachtungsweise in der Gesamtschau einer nachhaltigen Entwicklung abträglich sein kann. Dies betrifft jene Waldnutzung, die durch eine zeitliche oder räumliche Verlagerung oder materielle Substitution zu einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung wird. Dabei handelt es sich beispielsweise um die Substitution inländischer Holznutzungen durch Holzimporte aus nicht nachhaltiger Forstwirtschaft, oder die Substitution von Holz durch Werkstoffe mit schlechterer Ökobilanz. Es mutet skurril an, dass solche Muster in der Vergangenheit zur Entstehung der „forstlichen Nachhaltigkeit“ in Mitteleuropa beigetragen haben. Denn diese wurde erst durch eine Verminderung des Nutzungsdrucks und zunehmende Substitution möglich, die aus einer professionelleren Waldbewirtschaftung (Steigerung

---

<sup>45</sup> Konsistenzstrategien postulieren eine Ökologisierung der Stoff- und Energieströme, um diese wieder in geogene Ströme integrieren zu können. Anthropogene und geogene Stoffströme sollen sich daher nicht unterscheiden. Die Menge des Konsums spielt dabei keine Rolle (Steurer, 2001; Hopfenbeck, 2002).

<sup>46</sup> Suffizienzstrategien zielen auf einen Werte- und Lebensstilwandel ab, der den Verzicht auf Konsum fordert (Steurer, 2001; Hopfenbeck, 2002).

des Holzangebots) und einer effizienteren Holzverwendung und der Nutzung von Torf, Kohle und Kunstdünger (Senkung der Nachfrage nach Waldprodukten) resultierte (Hamberger, 2003).

### 5.1.2 Hypothesentest: Kontinuität und Gleichmaß unter Risiko?

Die Aussage der Hypothese unterstellt, dass eine finanziell optimierte Ertragsplanung zu kontinuierlichen und gleichmäßigen Holznutzungen und Deckungsbeiträgen führt, wenn Risiken in der Zielfunktion berücksichtigt werden.

Im Ergebniskapitel 4.2 wurde dargestellt, **dass eine optimierte Ertragsplanung für risikomeidende Waldbesitzer** (z.B. mit der Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme) gegenüber einer für risikoneutrale Waldbesitzer (mit der Maximierung der mittleren Barwertsumme) zu durchschnittlich niedrigeren, aber **über einen längeren Zeitraum gleichmäßigeren Holznutzungen und Deckungsbeiträgen führt**. Dieser Effekt nimmt – im Bereich der für Deutschland forstüblichen Zinssätze – mit steigenden Kalkulationszinsen zu. Das wird am Rückgang der Variationskoeffizienten der Holznutzungen und Deckungsbeiträge deutlich. Die Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme führt stets zum größten Rückgang.

Chi-Quadrat-Tests der Verteilung der mittleren periodischen Holznutzungen und Deckungsbeiträge gegenüber einer Gleichverteilung ergaben in allen drei Testbetrieben für die Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme Irrtumswahrscheinlichkeiten von mehr als 80%. Ein Unterschied zu einer Gleichverteilung ist damit sehr unwahrscheinlich. Hingegen liefert die Maximierung der Barwertsumme bei den Holznutzungen Irrtumswahrscheinlichkeiten von maximal 25% bis hin zu höchst signifikanten Unterschied zu einer Gleichverteilung. Unter alternativen Holzpreisszenarien bleibt – mit Ausnahme des Szenarios stark fallender Holzpreise (Szenario Nr. 4) – dieses Muster bestehen, wenngleich bei etwas geringeren Irrtumswahrscheinlichkeiten.

Die Aussage der Hypothese – kontinuierliche und gleichmäßige Holznutzungen als Bewirtschaftungsziel anzustreben – lässt sich gedanklich auf das Normalwaldmodell zurückführen. Diese Annahme deckt sich mit dem theoretischen Betriebsmodell, wie es von Hundeshagen (1826) entwickelt wurde. Mit der vorliegenden Dissertation sollte die Vorteilhaftigkeit bzw. Nachteilhaftigkeit gleichmäßiger und kontinuierlicher Holznutzungen und Deckungsbeiträge auf der Basis von realen Forstbetrieben überprüft

werden. Das Modell des Normalwaldes wurde daher nicht als theoretisch perfektes Extrem, sondern als Vergleichsbetrieb auf Basis von Realdaten in die Untersuchung integriert. Auf diese Weise konnte ein Gradient der Altersklassenstruktur gebildet werden. Die ausgeglichenen Altersklassen haben die ausgleichende Wirkung auf Mittelwerte und Standardabweichung der Holznutzungen und Deckungsbeiträge zu einem Teil vorweggenommen. Die Ergebnisse der drei Zielfunktionen rücken näher zusammen, da die Altersklassenstruktur bereits ein gleichmäßiges und kontinuierliches Einschlagsmuster vorgibt. Der ausgleichende Effekt der risikoberücksichtigenden Zielfunktionen ist unter ausgeglichenen Altersklassen damit schwächer (Kapitel 4.2.2.2). Die Altersklassenstruktur der Testbetriebe ist für die Effekte der Zielfunktionen risikomeidender Entscheidungsträger jedoch von untergeordneter Bedeutung. Der Effekt der Risikomodellierung in den Zielfunktionen dominiert den Struktureffekt der Altersklassen.

Kontinuität und Gleichmaß der Holznutzungen und Deckungsbeiträge können aber nicht dauerhaft über gleichverteilte Altersklassen erreicht werden, weil dies schon an den mit dem Alter sinkenden Überlebenswahrscheinlichkeiten der Waldbestände scheitert (vgl. dazu Kapitel 4.2.2.2). Für Gerold (1986) und Kurth (1992; 1994) war dies ein Grund, das Modell des *Normalwaldes* (Kurth spricht bezugnehmend auf Judeich [1871] vom *Idealwald*) besser an die betriebliche Realität anzupassen, woraus das Modell des *Zielwaldes* resultierte. Jene Bedingung, dass ein Normalwald-Forstbetrieb zu gleichmäßigen Nutzungen führt, ist unter Realbedingungen also nicht zutreffend.

Die niedrigsten Variationskoeffizienten der Holznutzungen und Deckungsbeiträge ergeben sich bei einer Kombination gleicher Flächenanteile in der Altersklassenstruktur und einer Zielfunktion für stark risikomeidende Waldbesitzer (Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme).

Die Kontinuität der Holznutzungen innerhalb des Planungszeitraums wird über das Gleichmaß der Holznutzungen beurteilt, da ein aussetzender Forstbetrieb ein ungleichmäßiges Einschlagsmuster aufweisen würde. Die Kontinuität der Holznutzungen jenseits des 30-jährigen Planungszeitraums kann nur indirekt über den Durchschnittsvorrat und die Flächenanteile der Altersklassen zum Ende des Planungszeitraums eingeschätzt werden: Die Durchschnittsvorräte werden bei den vorratsreichen, realen Testbetrieben unter allen Zielfunktionen abgebaut oder sogar

---

stark abgebaut. Die Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme führt dabei zu den geringsten Reduktionen. Im Forstbetrieb Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen steigen die Vorräte hingegen leicht an. Dessen durchschnittlicher Anfangsvorrat liegt allerdings bei nur 55% des Durchschnittsvorrates in Hausham bzw. bei 59% in Zusmarshausen. Die Holznutzungen in den Realbetrieben werden sich jenseits des Planungszeitraums auf der Höhe des optimalen Durchschnittsvorrats einpendeln, der vermutlich etwas über dem Durchschnittsvorrat des virtuellen Forstbetriebs mit 240 Efm/ha liegt. Die Kontinuität der Holznutzung ist also nicht gefährdet. Bei Umsetzung des Plans würde auf die Anpassungsphase mit höheren Holznutzungen langfristig aber ein niedrigeres Nutzungsniveau folgen. Der Betriebswert stiege unter Beibehaltung der Annahmen jedoch an, da in alte, im Verhältnis zum akkumulierten Holzvorrat wenig zuwachsstarke Bestände investiertes Geld alternativ eine Verzinsung in Höhe des Kalkulationszinsfußes erbringen würde.

Für risikomeidende Waldbesitzer kann zusammenfassend der Schluss gezogen werden, dass gleichmäßige und kontinuierliche Holznutzungen im periodischen Mittel<sup>47</sup> finanziell optimal sind. **Die Hypothese bewährte sich somit im Rahmen der Simulationsstudien: Für stark risikomeidende Entscheidungsträger führt eine finanziell optimierte Ertragsplanung auf Periodenbasis zu tendenziell gleichmäßigen Holznutzungen und Deckungsbeiträgen.** Dieser Effekt geht auf eine zeitlich diversifizierte Einschlagsstrategie zurück, der bei risikoneutralen Entscheidungsträgern nicht so deutlich zum Tragen kommt. Bei der Anwendung finanzieller Optimierungskalküle ist demnach die Risikoneigung der Waldbesitzerin bzw. des Waldbesitzers das entscheidende Kriterium für die Struktur und Höhe der Holznutzungen und Deckungsbeiträge.

### 5.1.3 Vorteilhaftigkeit gleichmäßiger und kontinuierlicher Erträge

Die Sicherung einer gleichmäßigen und kontinuierlichen Holzversorgung war von Beginn an das Bestreben der Forstwirtschaft (Carlowitz, 1713; Hartig, 1795; Hundeshagen, 1859). Kontinuierliche und gleichmäßige Nutzungen wurden durch Massen- oder Flächenteilungsverfahren oder das Streben nach Vorratskonstanz

---

<sup>47</sup> Die Koeffizienten wurden stets als jährliches Mittel dargestellt, resultieren aber aus einer Zeitspanne von jeweils fünf Jahren.

gesichert; Ziel war die Sicherung der sozialen und ökonomischen Stabilität holzbasierter Gesellschaften (Bettinger *et al.*, 2009; Lee, 1990; Radkau, 2007).

In vorliegender Dissertation wurden Kontinuität und Gleichmaß der Holznutzung jedoch nicht in Form von Restriktionen erzwungen. Mit einem neuen Ansatz wurde stattdessen untersucht, ob aus der Berücksichtigung von Unsicherheiten über die Zielfunktion automatisch gleichmäßige Holznutzungen resultieren. Damit können die Aspekte von Kapitalmittelknappheit und Risiken integriert werden. Beide wurden bei der Rechtfertigung der *Sustained-Yield*-Politik, die die Holzversorgung an den Kriterien von Kontinuität und Gleichmaß ausrichtete, bislang nahezu ausgespart.

Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass die Integration von Risiken in forstbetriebliche Optimierungskalküle – auch bei Berücksichtigung von Opportunitätskosten – zu tendenziell ausgeglichenen Holznutzungen und Deckungsbeiträgen führt. Zugleich wird das optimale Vorratsniveau eines Forstbetriebes auf Basis der jeweils aktuellen Ausstattung mit Waldbeständen errechnet und umgesetzt.

Ein Hauptkritiker kontinuierlicher und gleichmäßiger Holznutzungen in Nordamerika war Zivnuska (1949). Er hatte sich gegen gleichmäßige Holznutzungen mit jährlicher Auflösung ausgesprochen und begründete dies mit der Notwendigkeit der Synchronisation des Angebots mit Nachfragezyklen. Solche Zyklen hatten in den deutschen Fürstentümern zur Entstehungszeit der forstlichen Nachhaltigkeit keine Relevanz, da die Holznachfrage groß, das Angebot begrenzt und die Holzmärkte regional und weniger von außen beeinflusst waren. In den USA treffe all dies nicht zu, so dass *Sustained Yield* nicht als jährliches Ziel, sondern als mehrjähriger Durchschnitt zu sehen sei, urteilte Zivnuska (1949). Da die Nachfragezyklen wiederkehren, ihre Intensität und Dauer aber unterschiedlich ist, solle der Betrachtungszeitraum nicht fixiert, sondern als gleitender Durchschnitt zwischen den Hoch- und Tiefphasen des Marktes berechnet werden. In diesem Punkt unterscheidet sich die Forderung von Zivnuska von der Umsetzung in der vorliegenden Studie.

Dem Autor ist – neben den eigenen Untersuchungen – lediglich eine einzige empirisch gehaltene forstliche Studie bekannt, die sich mit der betriebswirtschaftlichen Bewertung gleichmäßiger und kontinuierlicher Holznutzungen auf der Forstbetriebsebene beschäftigt. Gould (1960) verglich die Erträge einer Bewirtschaftung mit fixierten Nutzungssätzen mit alternativen Bewirtschaftungsstrategien. Als Datenbasis nutzte er

---

Betriebsdaten des *Harvard Forest* aus 50 Jahren. Gould (1960) konnte zeigen, dass gleichmäßige Holznutzungen dort weder zu gleichmäßigen Einkünften, noch zu einer Steigerung des Betriebswertes führten. Im Unterschied zur vorliegenden Studie mit fünfjähriger Auflösung untersuchte er die Auswirkungen der *Sustained-Yield*-Politik allerdings bei jährlicher Auflösung. Kontinuität und Gleichmaß der Holznutzungen wurden – ebenfalls abweichend – durch intuitives Vorgehen, nicht aber durch einen Optimierungsansatz erwirkt. Gould richtete seine Hauptkritik gegen das strikte Vorgehen einer auf die jährliche Holznutzung ausgerichteten *Sustained-Yield*-Politik und der daraus resultierenden geringen Flexibilität, um auf Marktschwankungen reagieren zu können. Seine Schlussfolgerungen stehen daher nicht im Widerspruch zu den Ergebnissen dieser Studie.

#### **5.1.4 Kontinuität als Risikoprävention**

Die Kontrolle der Einhaltung von Kriterien- und Indikatorensets oder der Regenerationsregel kann allenfalls rückblickend erfolgen. Detten und Oesten (2013) folgern daraus, dass „forstliche Nachhaltigkeit“ nur als Gegenwartsbegriff dient. Diese grundsätzliche Planungskritik ist für einen langfristigen Ausgleich von menschlicher Bedürfnisbefriedigung und Ressourcennutzung allerdings wenig hilfreich. Sie ignoriert zudem die Zukunftsorientierung des forstlichen Nachhaltigkeitsgedankens (vgl. z.B. Carlowitz [1713] und Hartig [1804]), die sich in dem forstlichen Kontinuitätsstreben und der Anwendung des Vorsichtsprinzips niederschlägt (Hahn und Knoke, 2010).

In Kapitel 2.2.3 wurde ausgeführt, dass Risikomanagement in der forstlichen Praxis und den Entscheidungsunterstützungssystemen nur unzureichend vorhanden ist (Gadow, 2001; Newton und Oldfield, 2005; Pasalodos-Tato *et al.*, 2013). Hoogstra und Schanz (2009) haben auf Basis einer Befragung nordrhein-westfälischer und niederländischer Revierleiter gefolgert, dass Risiken bei der Bewirtschaftung von Wäldern nur selten berücksichtigt werden<sup>48</sup>. Der in Betracht gezogene Zeithorizont sei maximal mittelfristig und betrage bis 15 Jahre.

---

<sup>48</sup> Es wurden in dieser Studie bewusst die Entscheidungsträger auf der Revierebene adressiert. Strategische Entscheidungen werden in Forstbetrieben herkömmlich aber auf höherer Ebene getroffen. Die Auswahl der Befragten wird daher kritisch gesehen.

Die Aussagen dieser Studien müssen angesichts des risikomindernden Effekts kontinuierlicher und auf periodischer Basis gleichmäßiger Holznutzungen in Frage gestellt werden: Die Orientierung an einer gleichmäßigen Altersklassenstruktur ist in der betrieblichen Praxis ebenso üblich wie die relativ gleichmäßige Holzbereitstellung, die Nachhaltigkeitsbetriebe von aussetzenden Betrieben unterscheidet (Speidel, 1972). Mit den Ergebnissen der empirischen Untersuchung der vorliegenden Arbeit wurde nachgewiesen, dass sich die Aspekte Kontinuität und Gleichmaß von Holznutzungen auch als Strategie zum Umgang mit Unsicherheit eignen. Die Berücksichtigung von Risiken steht – im Vergleich zu der Risikointegration über einen Risikoaufschlag auf den Kalkulationszinssatz – mit einer gerechten intergenerationellen Verteilung nicht mehr im Konflikt. Somit überschneiden sich Risikomanagement und Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung (Krysiak, 2009). Was also zunächst wie eine sehr statische Wirtschaftsweise aussehen mag, birgt tatsächlich einen effektiven Risikoschutz.

### **5.2 *Diskussion der Methoden***

Die Berücksichtigung von Risiken wirkt in den meisten Fällen konträr zu einem kontinuierlichen, langfristigen Vorgehen, wenn Unsicherheit durch einen Aufschlag auf die reine Zeitpräferenz (den risikofreien Zins) Berücksichtigung findet. Dann wird die Vorteilhaftigkeit von zukünftigem auf heutigen Konsum verschoben. Das forstliche Nachhaltigkeitsprinzip ist aber per se auf einen Ausgleich zwischen Generationen ausgelegt (vgl. Kapitel 4.1.2). Viele waldbauliche Aktivitäten gleichen einem Transfer von Anlagegütern zwischen den Generationen (Hultkrantz, 1992). Daraus ergibt sich ein Streben nach Kontinuität, dem die Verwendung hoher Kalkulationszinssätze entgegensteht (Farmer und Randall, 2005). Lindenmayer und Burgmann (2005) betrachten die Diskontierung denn auch als Hemmschuh für Kontinuität. Dieser Konflikt zwischen Effizienz und Kontinuität verschärft sich folglich, wenn die Kalkulationszinsen durch die Integration von Risikoaspekten erhöht werden.

#### **5.2.1 *Innovation durch nicht-lineare Programmierung***

Hanewinkel (2001) bedauerte eine mangelnde strategische Ausrichtung der Forstbetriebsplanung. Der Verlust einer solchen Ausrichtung berge sogar die Gefahr der Bedeutungslosigkeit der Forstbetriebsplanung und schließlich der Abschaffung des universitären Fachs. Auch Sagl (1995) und Pretzsch (2003) haben einen Innovationsstau

in der Forstbetriebsplanung angesprochen. Die Rückbesinnung auf die betriebliche und strategische Komponente der Forstbetriebsplanung ist aber wichtig, um die betrieblichen und die zunehmenden, auch vielfältigeren gesellschaftlichen Ansprüche vor dem Hintergrund begrenzter Ressourcen bestmöglich umsetzen zu können.

Die nicht-lineare Programmierung gewährleistet einen effizienten Mitteleinsatz unter Risikoaspekten. Die Berücksichtigung von Risiken ist eine zwingende Notwendigkeit moderner Optimierungskalküle und Ertragsplanungen (Knoke *et al.*, 2012; Bettinger *et al.*, 2013).

In der vorliegenden Arbeit wurden Risiken nicht über einen Risikoaufschlag auf den risikofreien Zins, sondern über die Standardabweichung der Barwerte berücksichtigt. Somit können die Risiken in die Zielfunktion einfließen. Die Methode der linearen Programmierung, die bislang weltweit die forstlichen Optimierungskalküle dominiert (Eriksson, 2006; Härtl *et al.*, 2013), ist daher nicht adäquat. Die Anwendung der nicht-linearen Programmierung erfordert zwar eine deutlich komplexere Strukturierung des Optimierungsproblems: Sie bringt aber den Vorteil mit, dass auf den Zinsaufschlag als Möglichkeit der Risikointegration verzichtet werden kann. Zusätzlich kann die Risikoneigung des Entscheidungsträgers berücksichtigt werden.

### **5.2.2 Risikointegration über die Zielfunktion**

Vor dem Hintergrund der besonderen Zukunftsverantwortung, die sich aus dem forstlichen Nachhaltigkeitsverständnis und dem Vorsichtsprinzip ableitet (Endres und Querner, 2000; Newton und Oldfield, 2005; Hildebrandt und Knoke, 2009; Kangas *et al.*, 2010), wurde die Perspektive eines risikomeidenden Waldbesitzers gewählt und mit der eines risikoneutralen verglichen. Zielfunktionen für risikomeidende Entscheidungsträger sind nicht neu. Im Bereich der ökonomisch motivierten landwirtschaftlichen Forschung wurden Optimierungen für risikoaverse Entscheidungsträger bereits in den 1950er Jahren (Freund, 1956) und dann verstärkt ab den 1970er Jahren aufgegriffen (Weintraub und Romero, 2006). Allerdings fehlt diesen Studien aufgrund der kürzeren Anbauperioden der Aspekt der Langfristigkeit (Pannell *et al.*, 2000), welche doch gerade den Großteil der Unsicherheit im Forstbereich bedingt (Deegen, 2001; Gadow, 2001; Holthausen *et al.*, 2004; Cooney, 2005; Hahn und Knoke, 2010). Die kürzeren Produktionszeiten mögen auch ein Grund dafür sein, dass

Risikoaversion für den finanziellen Erfolg landwirtschaftlicher Betriebe als wenig relevant gewertet wurde (Pannell *et al.*, 2000). Die letztgenannten Autoren begründeten das mit geringen finanziellen Vorteilen, die Strategien für risikoaverse Landwirte gegenüber solchen für risikoneutrale erbrachten; ursächlich seien die flachen Kurven der geforderten Sicherheitsäquivalente über der relativen Risikoaversion. Zudem gab es auch unter Strategien für risikoneutrale Landwirte eine Diversifikation der Investitionen, die auf standörtliche oder technologische Restriktionen zurückzuführen waren.

Trotzdem erfährt das Risikomanagements in den vergangenen Jahren auch in der Landwirtschaft vermehrt Aufmerksamkeit (Musshoff und Hirschauer, 2010). Neuere Studien zur Berechnung von Ausgleichszahlungen zeigen deutliche Unterschiede zwischen optimalen Lösungen für risikoneutrale und risikomeidende Landwirte auf (Knoke *et al.*, 2011; Castro *et al.*, 2013). Zudem konnte unter Annahme von Risikoaversion eine stärker diversifizierte Landnutzung erreicht werden (Knoke und Calvas *et al.*, 2009; Knoke und Weber *et al.*, 2009; Knoke und Román-Cuesta *et al.*, 2012).

In der forstlichen Literatur finden sich inzwischen Quellen, die sich mit der Optimierung der Erträge mit Zielfunktionen für risikomeidende Waldbesitzer beschäftigen (vgl. Kapitel 2.2.2.2). Dabei wurde zumeist der Risikonutzen maximiert (z.B. Knoke [2003, 2004], Knoke und Mosandl [2004], Knoke und Moog [2005], Knoke und Weber [2006] sowie Küblböck [2008]). Dies führte tendenziell zu gleichmäßigen Holznutzungen. Die Pilotstudien zur Anwendung des Value-at-Risk der Barwertsumme in forstlichen Optimierungskalkülen haben ebenfalls einen Rückgang der Schwankungen bei den Holznutzungen aufgezeigt (Knoke *et al.*, 2012; Härtl *et al.*, 2013).

Die methodische Umsetzung dieser Untersuchung geht über diese Studien hinaus. Die methodische Weiterentwicklung liegt in der Berechnung der Standardabweichung der Barwertsumme, die in die Zielfunktionen für risikomeidende Entscheider einfließt. Die dazu notwendigen Kovarianzen wurden bestandes- und periodenweise kalkuliert und integriert (Hahn *et al.*, 2014 [Publikation B]). Dazu wurden Schwankungen der Barwerte nach Bestandesform und Alter aus Rössiger *et al.* (2011) übernommen.

Um eine zeitliche Streuungen der Holznutzungen auch über den Planungszeitraum hinaus zu ermöglichen, wurde der Variationskoeffizient der letzten Periode in Orientierung an Knoke *et al.* (2012) um die Hälfte auf 50% reduziert, da eine Streuung der Erträge über den Planungszeitraum hinaus nicht möglich ist. Die volle Berücksichtigung der Streuungen ist zwar theoretisch denkbar, sie würde aber die Möglichkeit einer Risikodiversifizierung durch Verschieben von Nutzungen in die Zeit jenseits des Planungshorizontes ignorieren; ein Variationskoeffizient von 0% würde die Holznutzungen in diese dann risikofreie Periode verschieben.

### 5.2.3 Verzicht auf Hiebssatzrestriktionen

In der Forstpraxis wird die Nachhaltigkeit der Holznutzung bisher vor allem über Nutzungssatz- und Vorratsrestriktionen umgesetzt (Wiersum, 1995; Marcuse, 2006; Bettinger *et al.*, 2009). Diese Restriktionen werden häufig an der Höhe des Zuwachses orientiert (UNECE und FAO, 2000). Dem Vorsichtsprinzip folgend werden Hiebssatzrestriktionen dann oft unterhalb des durch den Zuwachs markierten, eigentlichen Schwellenwerts angesetzt, weil Korrekturen durch einen Mehreinschlag leichter als durch einen Mindereinschlag vorzunehmen und die Kosten der Unterschreitung des optimalen Durchschnittsvorrats vermutlich höher sind, als die einer Überschreitung (Knoke, 2010). Grundsätzlich haben viele Restriktionen durch ihre gutachterliche Auswahl der Referenz und die Festsetzung der Nutzungsgrenzen einen subjektiven Charakter (Barkham, 1996).

Mit dem hier praktizierten Ansatz konnte auf die etwas problematische, weil intransparente Festsetzung von Hiebssatzrestriktionen verzichtet werden (Hahn *et al.*, 2014 [Publikation B]). Auf ein relativ großes Gleichmaß der Holznutzungen musste dabei nicht verzichtet werden. Zugleich wurden Effizienzkriterien bei der Auswahl der erntereifen Bestände bzw. Bestandesteile berücksichtigt.

Die Integration der Risiken in die Zielfunktionen wirkte sich auch auf die Höhe des Durchschnittsvorrates zum Ende der Planungsperiode aus, der bei einer Maximierung des Value-at-Risk der Barwertsumme stets über dem der Barwertsummenmaximierung lag (Anhang 1 bis Anhang 6). Ein Einfluss auf die Gleichverteilung der Holzbodenfläche zum Ende des Planungszeitraums ließ sich nicht nachweisen. Für einen statistischen Nachweis ist der gewählte Betrachtungszeitraum von 30 Jahren zu kurz.

Die bisher oft vernachlässigte Sicherung der Kontinuität über das Ende des Planungszeitraums hinaus kann über eine Steuerung der Höhe des Durchschnittsvorrats zum Ende der Planungsperiode erfolgen. Vor diesem Hintergrund stellt der drastische Vorratsabbau, der in manchen Varianten zu beobachten ist, ein potentiell Konfliktfeld dar. Er ist aber vor allem Folge einer Periode schwächerer Nutzungen mit enormer Vorratsakkumulation. Mit Hilfe von Zielvorratsrestriktionen könnten ungewünschte Vorratsabsenkungen vermieden werden.

### ***5.3 Nutzen für die Forstpraxis und Politikberatung***

Die Erkenntnisse der Dissertation betreffen die forstliche Praxis, die forstwissenschaftliche Begriffsbildung und gleichermaßen die Politikberatung. Für die praktische Forstbetriebsplanung wird diskutiert, inwiefern Kontinuität und Gleichmaß der Holznutzungen eine Handlungsleitlinie für risikomeidende Waldbesitzer sein können (Kapitel 5.3.1), und wie gegebenenfalls diese Leitlinie methodisch-technisch umzusetzen ist (Kapitel 5.3.2). Ein breiteres Anwendungsfeld ergibt sich für die forstwissenschaftliche Begriffsbildung: Anhand der erarbeiteten Klassifikationskriterien wird angeregt, den Begriff „forstlicher Nachhaltigkeit“ fallspezifisch festzulegen (Kapitel 5.3.3). Darüber hinaus können aus den Ergebnissen Schlussfolgerungen zur aktuellen Diskussion der sogenannten starken Nachhaltigkeit gezogen werden (Kapitel 5.3.4).

#### **5.3.1 Gleichmäßige Holznutzungen als Handlungsleitlinie**

Mittelfristig gleichmäßige und kontinuierliche Holznutzungen sind für risikomeidende Waldbesitzer finanziell optimal. Dieser Befund ist ein empirischer Beleg für ein von Vernunft geleitetes Vorgehen in der Forstpraxis: Dort wird der Hiebssatz einer Planungsperiode zunächst in jährlich gleiche Nutzungssätze aufgeteilt. Da die jährlichen Nutzungen durch zwangsbedingte Holznutzungen, Lieferverpflichtungen o.ä. vom jährlichen Nutzungssatz abweichen können, wird in den Folgejahren ein Ausgleich vorgenommen. Im Mittel stimmt der Nutzungssatz dann mit dem Plan überein. Kontinuität über die Planungsperiode hinaus wird über eine zunehmende Gleichverteilung der Flächen in den Altersklassen angestrebt. Dazu dient eine Orientierung am Normalwaldmodell von Hundeshagen (1826).

---

Die fachliche Rechtfertigung von im periodischen Mittel gleichmäßigen Holznutzungen unterscheidet sich von den forsthistorischen Forderungen gleichmäßiger Holznutzungen. Aus Sicht eines risikomeidenden Waldbesitzers ist die Reduktion der holzpreisbedingten Schwankungen der Deckungsbeiträge vorteilhaft, was durch die zeitliche Verteilung der Holznutzungen erreicht wird: Die Vorteilhaftigkeit der zeitlichen Aufteilung von Einschlägen nimmt mit der Unsicherheit über die Entwicklungen der Holzpreise zu (Klemperer, 1992).

Bei einer einigermaßen ausgeglichenen Altersklassenstruktur schwankt der Zuwachs nur gering, so dass auch der zu Beginn dieser Arbeit zitierte Spruch „Nutze nicht mehr als nachwächst!“ zu gleichmäßigen Holznutzungen führt. Die Orientierung der Holznutzung am Zuwachsniveau erfährt in Deutschland auch große öffentliche Akzeptanz: Über 80% der Befragten stimmten in Umfragen der Orientierung der Holznutzung am Zuwachs zu (Kuckartz und Rheingans-Heintze, 2006; Kleinhüchelkotten *et al.*, 2009). Diese Managementregel wird in Lexika sogar als wesentliche Definition für Nachhaltigkeit angeführt (Heller, 1998; Zeitverlag Gerd Bucarius, 2005). Die Frage der Höhe der Holznutzungen bleibt bei dieser einfachen Managementregel untergeordnet; bei dem skizzierten Praxisvorgehen wird sie durch die Höhe des Nachhaltshiebsatzes geregelt. In beiden Fällen findet keine finanzielle Optimierung der Vorratshöhe statt, die bei dem neuen Ansatz implizit durchgeführt wird. Notwendige Anpassungen des Vorratsniveaus führen automatisch zu einer Anpassung der Nutzungshöhe. Bei den durchgeführten optimierten Ertragsplanungen erfolgte in allen Realbetrieben – nicht aber im Forstbetrieb Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen – ein zum Teil deutlicher Vorratsabbau. Für risikomeidende Waldbesitzer verlief diese Anpassung gedämpfter, da die optimalen Holzvorräte zum Ende des Planungszeitraums höher waren. Trotz der Anpassung des Vorratsniveaus resultierten so tendenziell ausgeglichene Holznutzungen.

Da in der vorliegenden Studie Perioden mit fünfjähriger Dauer betrachtet wurden, wird das Gleichmaß der Holznutzungen nicht als Handlungsleitlinie für eine jährliche Planung, sondern als Ziel eines mehrjährigen Mittels empfohlen. Hartig (1795) räumte bereits ein, dass eine „vollkommene Gleichheit“ der Erträge nicht erreichbar, aber zumindest periodenweise durch Abweichung von der optimalen Umtriebszeit umsetzbar sei.

Die Relevanz der genannten Handlungsleitlinie hängt auch von der Betriebsgröße ab: Wenn ein gewichtiger Anteil des Einkommens aus der Forstwirtschaft stammt, sind Regelmäßigkeit und geringe Schwankungen für den oder die Eigentümer von großem Interesse (Ripken, 1997).

In sehr großen Forstbetrieben gibt es gegenläufige Aspekte, die das Ausmaß gleichmäßiger Holznutzungen bestimmen. Zum einen können solche Forstbetriebe ihren finanziellen Verpflichtungen auch in einem schwierigen Marktumfeld und bei schwankenden Erträgen nachkommen. Die Handlungsleitlinie ist für sie dann nur für einen Teil des Holzeinschlags zur Minderung von Einkommensschwankungen empfehlenswert. Langfristige Lieferverträge zielen beispielsweise auf eine Risikoreduktion für den forstlichen Einkommensbestandteil ab. Zum anderen sind größere Einkommensschwankungen für die Anbieter-Kundenbeziehung, die Investitionstätigkeit und aus steuerlichen Aspekten unerwünscht.

Für Forstbetriebe, die Flächen zwischen 20 und 500 ha bewirtschaften, also überwiegend kommunale und private Forstbetriebe, ist die Bedeutung der Handlungsleitlinie hingegen existentiell. Bei Waldflächen kleiner als 20 ha ist der Einkommensanteil aus der Forstwirtschaft demgegenüber so gering, dass die Handlungsempfehlung nicht von Bedeutung sein kann. Dort dominiert der aussetzende Betrieb.

### **5.3.2 Umsetzung der Handlungsleitlinie**

In der vorliegenden Untersuchung waren im periodischen Mittel gleichmäßige und kontinuierliche Holznutzungen eine Konsequenz der Integration von Holzpreisrisiken und Ausfallwahrscheinlichkeiten. Sie können daher als ein Wirtschaftsziel risikomeidender Waldbesitzer aufgefasst werden.

Ziele können in Optimierungskalkülen über die Zielfunktion oder über Restriktionen gesichert werden (Endres und Querner, 2000). Die Umsetzung über Zielfunktionen bedingt die Anwendung der *nicht-linearen Programmierung*. Deren Programmstruktur ist komplex, der Datenbedarf groß und schon die Anwendung linearer Optimierungskalküle hat in der deutschsprachigen Forstpraxis nur geringe Tradition. Die nicht-lineare Programmierung dürfte daher auf absehbare Zeit keine forstliche Endnutzeranwendung werden. Mittelfristig gleichbleibende und kontinuierliche

Holznutzungen müssen in der Forstpraxis bis auf weiteres also – mit der linearen Programmierung oder ganz ohne Optimierung – über Restriktionen gesichert werden.

Hiebssatzrestriktionen werden bereits standardmäßig zur Umsetzung nachhaltiger Forstwirtschaft genutzt (Wiersum, 1995; Möhring, 2001; Marcuse, 2006; Bettinger *et al.*, 2009). Sie sollten nach den Erkenntnissen dieser Studie nicht strikt auf Jahresbasis, sondern allerdings als Mittel mehrerer Jahre wirken. Andernfalls bliebe den Forstbetrieben nicht ausreichend Flexibilität zur Reaktion auf Holzpreisschwankungen oder Störungsereignisse. Bei einem Vergleich der Wirkung einer Hiebssatzrestriktion, deren Höhe der mittleren Einschlagshöhe einer Optimierung für risikomeidende Waldbesitzer entspricht, mit einer nicht-linearen Ertragsoptimierung, unterschieden sich die Auswahl der Endnutzungsbestände und -zeitpunkte nur geringfügig; die Zielvorräte und Barwertsummen lagen nahe beieinander. Hiebssatzrestriktionen sind somit ein gutes praktisches Hilfsmittel, um die Risiken von Holzpreisschwankungen abzupuffern.

Problematisch ist allerdings die Festsetzung der Höhe der Restriktion, da das optimale Niveau der Holznutzung üblicherweise nicht bekannt ist. An dieser Frage zeigt sich die Subjektivität der Nutzung von *Hiebssatzrestriktionen*. Wenn Wuchssimulationen für Bestände oder Bestandesstraten vorliegen, lässt sich das Niveau der Holznutzungen mit Hilfe der linearen Programmierung kalkulieren. Mit einer *Zielvorratsrestriktion*<sup>49</sup> kann zudem ein ungewollter oder ungewollt starker Vorratsabbau vermieden werden. Desweiteren können *Deckungsbeitragsrestriktionen* eine Stabilisierung des Einkommens bewirken.

Mit dem Einsatz der linearen Programmierung wäre auch dem Kriterium der Effizienz Genüge getan. Ihm kommt in der mitteleuropäischen Forstpraxis bei der Erstellung der Ertragsplanung bisher jedoch nur eine untergeordnete Rolle zu (siehe dazu Kapitel 2.2.2.1).

Landesforstverwaltungen und größere Privatforstbetriebe könnten eigene Kapazitäten im Umgang mit der linearen Optimierung in Kombination mit *Hiebssatz-* und

---

<sup>49</sup> Die Zielvorräte können aus Variantenrechnungen nicht-linearer Kalküle oder der Literatur übernommen werden.

*Zielvorratsrestriktionen* aufbauen, um auf diese Weise Effizienzgewinne<sup>50</sup> zu nutzen und Risiken breiter zu streuen.

Für Waldbesitzer, die nicht so sehr von Einkommen aus der Forstwirtschaft abhängen, bietet eine ausgeglichene Altersklassenverteilung einen ersten Risikoschutz, der durch den dann zeitlich einigermaßen gleichverteilten Holzanfall wirkt.

### **5.3.3 „Forstliche Nachhaltigkeit“: Diskussion statt Harmonie**

In der breiten Öffentlichkeit wurde in den vergangenen Jahren vermehrt die Vereinbarkeit forstlicher Bewirtschaftung mit der forstlichen Nachhaltigkeit angezweifelt (z.B. BUND [2009], SRU [2012b, 2012a], Greenpeace e.V. [2013] und Jürgens und Kaiser [2013]). Diese Diskussionen zeigen, dass die Hoheit über die Begriffsdeutung nicht mehr allein den forstlichen Experten zugesprochen wird. Die Beteiligung von Akteuren gewinnt für die Aushandlung von Interessenkonflikten an Bedeutung. Die Vielfalt an kommunizierten Interessen nimmt dabei stetig zu, was sich für die Forstbetriebe auch finanziell auswirkt: Weil beispielsweise Brennholz höhere Preise erzielt, steigen auch die Opportunitätskosten von alternativen Waldbehandlungen, beispielsweise einem Nutzungsverzicht. Vor diesem Hintergrund ist aus forstbetrieblicher Sicht überaus interessant, das eigene Nachhaltigkeitsverständnis und dessen Niederschlag in den Betriebszielen zu reflektieren.

Um bei dieser Vielfalt und Heterogenität erfolgreich kommunizieren zu können, sollte der Gebrauch des Begriffs „forstliche Nachhaltigkeit“ mehr als nur ein identitätsstiftendes Bekenntnis (Schanz, 2001) oder (Selbst-)Lob für die Leistungen von Forstwirtschaft und Forstwissenschaft sein. Die Knappheit der Ressource Wald war Motiv für die Idee der forstlichen Nachhaltigkeit. Diesem Ursprung folgend kann forstliche Nachhaltigkeit als Knappheitsproblem aufgefasst werden, bei dem es um die Verteilung der Ressource Wald geht. Ein Harmoniedenken (Glück und Pleschberger, 1982), wie es beispielsweise der Kielwassertheorie zugrunde liegt (vgl. dazu Kapitel 4.1.1.1), hilft bei der Lösung von Verteilungskonflikten nicht weiter. Es bedarf vielmehr

---

<sup>50</sup> Schall (2013) hat im Rahmen seiner Masterarbeit am Beispiel eines 200 ha großen Forstbetriebs eine traditionelle, waldbaulich orientierte Ertragsplanung mit einer finanziell orientierten verglichen (siehe auch Tiernan und Nieuwenhuis [2005]).

einer Aushandlung der Verteilung knapper Ressourcen unter den Interessenten; dies schließt auch zukünftige Generationen ein.

Nachhaltige Entwicklung und forstliche Nachhaltigkeit fordern auf einer größeren räumlichen Ebene daher Partizipation aller Akteure, worauf eine Vielzahl von Autoren hinweist (SRU, 2000; Hemmati und Dodds, 2002; Suda und Zormaier, 2002; Colfer, 2005; Munier, 2005; Heinrichs, 2005; Baker, 2006; Grunwald und Kopfmüller, 2006). Dabei müssen die Eigentumsrechte gewahrt werden, was aufgrund der unterschiedlichen Raumskalen zunächst nicht kritisch erscheint. Da der Wald aber als öffentlicher Raum wahrgenommen wird, ist die Sicherung der Eigentumsrechte im Rahmen der vielfältigen Partizipationsprozesse sicher eine der größeren Herausforderungen.

Bürger verlangen heutzutage vermehrt eine öffentliche Legitimation von Entscheidungen, wenn ihr langfristiges Wohlergehen betroffen ist (Arzberger und Suda, 2013). Renn und Oppermann (2000) sehen in der aktiven Einbindung der Bürger eine Möglichkeit, der Legitimationskrise von vielen umweltbezogenen Planungen zu entgegen und Akzeptanz zu schaffen. Wenn die zu Beginn des Kapitels genannten Quellen Anzeichen einer in manchen gesellschaftlichen Kreisen aufkommenden Legitimationskrise forstlicher Bewirtschaftung sind, verändern sich Art und Intensität der Aushandlung: Die aktive Beteiligung von Interessengruppen müsste nach Arzberger und Suda (2013) dann über den bloßen Dialog hinausgehen und auch die Entscheidungsfindung und das Handeln betreffen. In der Folge ist davon auszugehen, dass das Interesse an einer Mitbestimmung bei waldbaulichen Maßnahmen und Zielsetzungen zunimmt. Akteure, die nicht den klassisch forstlichen Interessensgruppen zuzurechnen sind, fordern schon jetzt zunehmend die Deutungshoheit über die Ausgestaltung der Nachhaltigkeit im Wald (Helms, 2013).

Abschließend ist festzuhalten, dass divergierende Nutzungsinteressen inzwischen selbstbewusst vorgetragen werden, forstliche Expertise dadurch aber nicht ersetzt wird. Die Stärkung der forstlichen Position, die einen Ausgleich zwischen den Interessen herbeiführt, wäre in dieser Entwicklung ein wünschenswertes Szenario. Das setzt aber eine offene und kritische Reflexion mit dem Begriff „forstliche Nachhaltigkeit“ innerhalb der Forstpartie voraus. Diese Dissertation ist daher auch ein Plädoyer zur Reflexion über das, was „forstliche Nachhaltigkeit“ ausmacht: Nachhaltigkeit ist ein Konfliktbegriff, bei dem es um die Verteilung von Ressourcen und das Bewusstsein

natürlicher Grenzen geht (vgl. Hauff, 2008). Das trifft auch auf die „forstliche Nachhaltigkeit“ zu. Zielkonflikte müssen benannt und die Konsequenzen der einzelnen Ansprüche aufgezeigt werden.

#### **5.3.4 Vereinbarkeit der Erkenntnisse mit dem Konzept starker Nachhaltigkeit**

Der Kern forstlicher Nachhaltigkeit geht auf die Regel zurück, nicht mehr als den Zuwachs zu nutzen. Diese Managementregel, die auch als Regenerationsregel bezeichnet wird, ist bis heute ein wichtiger Weiser bei der Herleitung des Nachhaltshiebssatzes. Sie zielt auf einen konstanten Holzvorrat. Die *starke Nachhaltigkeit*<sup>51</sup> strebt ebenfalls die Konstanz der Ressourcenbestände an (*Constant Capital Rule*; Endres und Querner, 2000; Ott und Egan-Krieger, 2012). Allerdings trifft diese Regel konstanten Naturkapitals keine Aussage zum anzustrebenden Niveau von Einzelbeständen (solange deren Reproduktion gewährleistet ist; Ott und Egan-Krieger, 2012). Die entscheidende Frage für die Bestimmung des Umfangs der Holznutzungen ist damit die Bestimmung des Referenzwertes für die Vorratskonstanz. Eine Vorratsreduktion wird in vielen Fällen nicht theoriekonform mit der Umsetzung starker Nachhaltigkeit sein, da die Spanne zwischen der Produktionszeit und dem natürlichen Altersrahmen von Waldbäumen groß und bei einer unklaren Situation das Vorsichtsprinzip anzuwenden ist.

Das Konzept der starken Nachhaltigkeit favorisiert auch der Sachverständigenrat für Umweltfragen der Bundesregierung (Deutscher Bundestag, 2002). In seinem Umweltgutachten aus dem Jahr 2012 hat er Forderungen für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung an die Politik herangetragen, wie beispielsweise eine Aufstockung des Durchschnittsvorrates von 320 m<sup>3</sup>/ha (BMELV, 2005a) auf 350 m<sup>3</sup>/ha (SRU, 2012a). Der Zielvorrat von 350 m<sup>3</sup>/ha wurde in einer Entgegnung auf die Kritik einer Gruppe von Forstwissenschaftlern zwar relativiert. Das Ziel eines Vorratsaufbaus wurde

---

<sup>51</sup> Letztere werden in der Ressourcenökonomie als Naturkapital bezeichnet. Ressourcenökonomische Nachhaltigkeitskonzepte unterscheiden zwischen Naturkapital und einem künstlichen, menschengemachten Kapitalstock. Das Konzept starker Nachhaltigkeit geht davon aus, dass neben dem Konsum noch andere Komponenten (beispielsweise die Umweltqualität) wohlfahrtswirksam sind (Endres und Querner, 2000). Demnach darf das Naturkapital nicht vermindert werden. Die *schwache Nachhaltigkeit* bilanziert im Gegensatz dazu die Summe des natürlichen und künstlichen Kapitalstocks, deren Summe für einen nachhaltigen Entwicklungspfad mindestens konstant bleiben muss. Diese unbeschränkte Substituierbarkeit der Kapitalbestände in der schwachen Nachhaltigkeit wird bei der starken Nachhaltigkeit vollständig unterbunden oder nur beschränkt ermöglicht, da Naturkapital multifunktional sei (Ott und Egan-Krieger, 2012).

mit Verweis auf eine Stellungnahme der Arbeitsgemeinschaft Rohholzverbraucher e.V. bekräftigt (SRU, 2012b), wonach die amtlichen Zahlen den tatsächlichen Holzverbrauch um fast 30% unterschätzen (Schade, 2012).

Diese Forderung der Aufstockung des Durchschnittsvorrates hat auch für die Forstbetriebsebene Relevanz, selbst wenn die Überlegungen und Forderungen des SRU vermutlich eine höhere Raumskala als die eines Forstbetriebes – welche allerdings nicht definiert ist – betreffen. Schließlich kann eine Erhöhung des Durchschnittsvorrates nur durch eine Vorratsaufstockung und Umtriebszeitverlängerung auf der Mehrheit der Waldfläche erfolgen.

Die Ergebnisse der vorliegenden Dissertation zeigen jedoch, dass kaum eine Variante der Ertragsoptimierungen für die Realbetriebe zu einem Vorratsaufbau führte; Ausnahmen sind lediglich die Maximierung der Barwertsumme und des Risikonutzens für das Holzpreisszenario (Nr. 1) mit stark steigenden Holzpreisen für den Forstbetrieb Hausham. Selbst bei Annahme eines Kalkulationszinses von 0% ergibt eine optimierte Einschlagsfolge in den Realbetrieben aufgrund der Zunahme von Störungen einen Vorratsabbau. Bei Risikoaversion der Entscheidungsträger fällt dieser sogar noch deutlicher aus als bei der reinen Barwertsummenmaximierung. Diese Situation ist für die süddeutschen Forstbetriebe charakteristisch. Die vom SRU (2012a) geforderte durchschnittliche Vorratshöhe von 350 m<sup>3</sup>/ha liegt oberhalb von Lösungen, die dem Risiko angepasst und finanziell vorteilhafte sind.

Vorratsaufstockungen wurden bei unterstellter Konstanz erwarteter Holzpreise nur in dem virtuellen Betrieb mit ausgeglichenen Altersklassen geplant (bei einem Kalkulationszinssatz von 1,5% für die Maximierung von Risikonutzen und Value-at-Risk der Barwertsumme, bei 2% für die Maximierung von allen drei Zielfunktionen). Sie liegen allerdings auf einem deutlich niedrigeren als dem vom SRU geforderten Niveau.

Vorratsnachhaltigkeit lässt sich bei gleichmäßigen und kontinuierlichen Holznutzungen nach all dem nur dann erreichen, wenn der erwünschte, optimale Holzvorrat bereits zu Beginn besteht. Dieses Optimum hängt von den Zielvorgaben der Waldbesitzer (Kalkulationszinssatz) und den Koeffizienten (Naturalentwicklung, Holzpreise, Aufarbeitungskosten etc.) ab.

Ein weiteres Problemfeld der Anwendung starker Nachhaltigkeit liegt in der Bewertung von Naturkapital, da Naturkapital selbst ein Aggregat darstellt (Endres und Querner, 2000; Deutscher Bundestag, 2002). Folglich könnte der Abbau des Holzvorrates durch eine Begründung von Mischbeständen kompensiert werden, die nicht nur die Leistungsfähigkeit der Waldböden, sondern auch die Resistenz und die Anpassungsfähigkeit eines Waldbestandes steigern (z.B. Gayer [1886], Lüpke [2004], Knoke *et al.* [2008], Wagner [2010] sowie Griess und Knoke [2011]). Die Bewertung dieser Kompensation ist in Ermangelung einer gemeinsamen Einheit und der u.U. immensen zeitlichen Diskrepanzen zwischen Abbau und Kompensation jedoch hoch problematisch<sup>52</sup>. Endres und Querner (2000) folgern daher, dass auch eine starke Nachhaltigkeit nicht ohne Werturteile auskommt. Wenngleich oft eine biozentrische Perspektive eingenommen wird, so ist Nachhaltigkeit grundsätzlich anthropozentrisch ausgerichtet: Ziel ist nicht der Erhalt der Lebensgrundlagen um ihrer oder des Waldes selbst Willen, sondern, wie z.B. bei Carlowitz (1713) die Sicherung des Bergbaus und des Wohlstandes in Sachsen oder wie es die WCED (1987) ausdrückte, die Sicherung des Lebensunterhalts heutiger und zukünftiger Generationen. Auch die starke Nachhaltigkeit bedarf daher der Einbindung in ein sozioökonomisches Umfeld (Haber, 2010; Vogt, 2012). Die Vorratsforderung des SRU (2012a) ist somit auf die Aushandlung der Partikularinteressen in der Gesellschaft angewiesen. Dazu zählen auch der gewünschte Vorratsaufbau, die etwas umfassendere Angleichung der Produktionszyklen an die Zyklen der natürlichen Waldentwicklung und die mit der starken Nachhaltigkeit verbundene Aufforderung zur Holznutzung (Substitution nicht-erneuerbarer durch erneuerbare Ressourcen; Ott, 2013.)

Eines lassen sowohl der SRU (2012a) als auch Ott und Egan-Krieger (2012) offen: Die Frage, wie ein „optimierter Kompromiss“ (Egan-Krieger, 2005) zwischen den verschiedenen Funktionen für einen integrativen Waldbau methodisch und inhaltlich gestaltet werden kann.

---

<sup>52</sup> Gleiches trifft auf die Entstehung des Prinzips forstlicher Nachhaltigkeit zu: Die Ertragskraft der Waldböden wurde gesteigert und die Holzvorräte erhöht. Umweltbeeinträchtigungen wurden gleichzeitig u.a. durch die Industrialisierung der Landwirtschaft auf landwirtschaftliche Flächen und durch die Verbrennung fossiler Energieträger in die Atmosphäre verlagert.

## 6. Ausblick

Der Betrachtungszeitraum der aktuellen Anwendung orientierte sich an den Belangen der Ertragsplanung. Die vorliegende Untersuchung erschließt einen ersten Zugang zu zwei weiteren, gravierenden Fragestellungen: die Anpassungsfähigkeit der Wälder und die Flexibilisierung der Holzeinschläge innerhalb der hier betrachteten Perioden.

Umwelt und Gesellschaft verändern sich zunehmend und schneller. In der forstwissenschaftlichen Literatur wird daher vermehrt die Anpassungsfähigkeit der Wälder gefordert (z.B. Fiskel [2006], Marmorek *et al.* [2006], Millar *et al.* [2007], Bolte *et al.* [2009] sowie Evans und Perschel [2009]). Um die Effekte einer Baumartenverschiebung oder die langfristigen Veränderungen der Überlebenswahrscheinlichkeiten in Optimierungskalkülen zu berücksichtigen, muss der Betrachtungszeitraum erheblich ausgeweitet werden. Ziel ist die Zusammenführung der Ertrags- und Produktionsplanung, also die Verknüpfung der Deinvestitions- und Investitionsperspektive. Die Vielzahl der Handlungspfade ergibt dabei einen immensen Entscheidungsbaum. Dies erfordert eine automatisierte Verknüpfung waldwachstumskundlicher Modelle mit den Optimierungskalkülen, wie sie bisher noch nicht geleistet werden kann. Auf diese Weise können weitestgehend robuste Handlungsoptionen erarbeitet werden, die gerade auch bei Änderungen der Umweltkonstellationen zu akzeptablen Ergebnissen führen. Mit Hilfe des Opportunitätskostenansatzes kann zugleich die Effizienz der Anpassungsfähigkeit bewertet werden.

Das Verhältnis von Kontinuität und Flexibilität stellt ein zweites spannendes Folgethema dar. Schwankungen bringen nicht nur unterdurchschnittlich schlechte, sondern auch überdurchschnittlich gute Konstellationen mit sich (Hahn und Knoke, 2010). Flexible, holzpreisangepasste Einschlagsstrategien haben auf der Bestandesebene eine deutliche Steigerung des Barwertes erbracht (Knoke und Wurm, 2006). Die Anwendung auf der Betriebsebene erfordert eine im Vergleich zu dieser Studie feinere zeitliche Auflösung, um die Schwankung innerhalb der Perioden abbilden zu können. Für die Analyse des Verhältnisses von Flexibilität und Kontinuität in der Holznutzung müssen Schwellenpreise untersucht sowie die Kompensation von Mehreinschlägen und der Frage der Bestimmung des Bilanzzeitraumes geklärt werden.



## 7. Danksagung

Ich danke allen, die mich bei der Promotion unterstützt haben: Die **Bayerische Forstverwaltung** hat mit meiner Abordnung an das Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung der TUM und der finanziellen Förderung des Projektes E47 „Berücksichtigung der Flexibilität als Kriterium einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung“ die Promotion ermöglicht.

Die Kollegen vom Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Miesbach der Bayerischen Forstverwaltung, namentlich **Gerhard Waas**, **Peter Lechner** und **Uly Schweizer** haben mir den Weg für die Nutzung des kommunalen Forstbetriebs Hausham als Testbetrieb geebnet. Herrn Bürgermeister **Hugo Schreiber** von der Gemeinde Hausham danke ich für die Kooperationsbereitschaft.

Gleiches gilt für die Kollegen **Markus Neufanger** und **Walter Faltl** der Bayerischen Staatsforsten, die die Nutzung der Forsteinrichtungsdaten des Forstbetriebs Zusmarshausen für die Validierung des Modells ermöglicht haben. **Ralf Moshhammer** vom Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der TUM möchte ich für die Bereitstellung sämtlicher SILVA-Simulationsdaten danken.

Ein besonderer Dank gilt meinem Doktorvater **Prof. Dr. Thomas Knoke** für viele Jahre vertrauensvoller Zusammenarbeit, für die große persönliche Freiheit bei der Wahl von Forschungsthemen – auch bei der Wahl des Dissertationsthemas – und für neue Sichtweisen auf Altbekanntes. Die Assistententätigkeit war außerordentlich vielfältig und erfüllend. Ich habe meine Mitarbeit in Forschung und Lehre daher mit großer Freude ausgeführt. Für die hervorragende Betreuung bei der Promotion möchte ich ihm besonders danken!

**Prof. Dr. Hermann Spellmann** danke ich für seine Bereitschaft, meine Arbeit trotz knapper Zeit als Mentor mit kritischen Rückfragen und weiterführenden Ideen zu begleiten.

Darüber hinaus danke ich allen **Kolleginnen und Kollegen** vom **Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung** und dem **Lehrstuhl für Waldbau** der TUM für die gute Arbeitsatmosphäre, die anregenden Diskussionen zu den Begriffen forstlicher Nachhaltigkeit und zur Anwendung von betrieblichen Optimierungskalkülen.

Einige von ihnen waren mir häufig Sparringspartner zu Methoden der linearen und nicht-linearen Programmierung. Dies hat hoffentlich uns allen wechselseitig gedient.

Viele weitere Kollegen haben mir (vielleicht unwissentlich) kleine Denkanstöße gegeben. Dazu zähle ich die Zuhörer meiner Vorträge, insbesondere diejenigen, die im Anschluss mit mir diskutiert haben. Das **Graduiertenzentrum Weihenstephan** der TUM hat mit seiner Förderung darüber hinaus zum Erfolg beigetragen.

Ein weiterer Dank gilt den **vier** (mir unbekannt) **Gutachtern** der akzeptierten Artikel, die mir durch ihre Rückmeldung den Blick für die Weiterentwicklung meiner Forschung geschärft haben.

Doch auch die beste Forschung kann nur etwas verändern, indem die neuen Erkenntnisse publiziert werden. **Laura Carlson** danke ich für die Durchsicht des Abstracts und der englischen Artikelmanuskripte, meinem **Bruder** für diejenige der Synopse.

Abschließend möchte ich Personen aus meinem persönlichen Umfeld hervorheben, ohne die ich diese Arbeit in der vorliegenden Form nicht hätte umsetzen können: Ich danke meinen **Eltern** für ihre Unterstützung und ihr Interesse über die Jahre. Bei meiner Frau **Sabine**, die mich immer ermutigt hat, mir auch außerhalb meiner Arbeitszeit Freiraum zum Abschluss der Promotion zu nehmen, möchte ich mich besonders bedanken. **Helene** und **Valentin** kennen ihren Vater gar nicht ohne sein Promotionsvorhaben. Ihre Anwesenheit war stets Garant für Ermunterung.

## 8. Abkürzungsverzeichnis

BaySF	Bayerische Staatsforsten (AöR)
BayStFoV	Bayerische Staatsforstverwaltung
CE	Certainty Equivalent, Sicherheitsäquivalent
Efm	Erntefestmeter ohne Rinde
Efm/ha	Erntefestmeter pro Hektar
Efm/ha/a	Erntefestmeter pro Hektar und Jahr
€	Euro
€/ha	Euro pro Hektar
€/ha/a	Euro pro Hektar und Jahr
m <sup>3</sup>	Kubikmeter
Max.	Maximierung
MCDA	Multi Criteria Decision Analysis, Multikriterienanalyse
NPV	Net Present Value, Barwertsumme
VaR	Value-at-Risk, <i>hier:</i> Value-at-Risk der Barwertsumme
Vfm	Vorratsfestmeter mit Rinde
Vfm/ha	Vorratsfestmeter pro Hektar
u.a.	unter anderem
u.U.	unter Umständen
z.B.	zum Beispiel



## 9. Literaturverzeichnis

- Arzberger, M., Suda, M. (2013): Partizipation und Nachhaltigkeit; Von Menschen und Wäldern. *LWF Wissen*: 128–131.
- Aven, T., Renn, O. (2009): On risk defined as an event where the outcome is uncertain. *Journal of Risk Research*, 12: 1–11.
- Baader, G. (1945): Forsteinrichtung als nachhaltige Betriebsführung und Betriebsplanung. J. D. Sauerländer's, Frankfurt am Main.
- Backiel, A. (1995): Components of successful ecosystem management. In: Aguirre-Bravo, C., Eskew, L., González-Vicente, C. E., Villa-Salas, A. B. (Hrsg.): Partnerships for sustainable forest ecosystem management. Fifth Mexico / U. S. biennial symposium; 1994 October 17-20. United States Department of Agriculture; Forest Service; Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins: 1.
- Baker, S. (2006): Sustainable development. Routledge Introductions to Environment Series. Routledge, London, New York.
- Bamberg, G., Coenenberg, A. G. (2006): Betriebswirtschaftliche Entscheidungslehre. Vahlen, München.
- Barkham, J. (1996): Ecosystem management and environmental ethics. In: O'Riordan, T. (Hrsg.): Environmental science for environmental management. Longman, Harlow: 80–104.
- BaySF (Bayerische Staatsforsten AöR) (2004-2011): Holzpreisstatistik, Regensburg.
- BaySF (Bayerische Staatsforsten AöR) (2009): Forstbetrieb Zusmarshausen; Operat zum 1. Juli 2009. Bayerische Staatsforsten AöR, Regensburg.
- BaySF (Bayerische Staatsforsten AöR) (2011): Richtlinie für die mittel- und langfristige Forstbetriebsplanung in den Bayerischen Staatsforsten; Forsteinrichtungsrichtlinie FER 2011. Bayerische Staatsforsten AöR.
- BayStFoV (Bayerische Staatsforstverwaltung) (1985-2004): Holzpreisstatistik, München.
- Becker, G., Borchers, J., Mutz, R. (2000): Die Motive der Privatwaldbesitzer in NRW; Eigentumsverbunden und nutzungsorientiert - den meisten ist Wald mehr als Holz. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 55: 1181–1183.
- Beinhofer, B. (2007): Zum Einfluss von Risiko auf den optimalen Zieldurchmesser der Fichte. *Forstarchiv*, 78: 117–124.
- Beinhofer, B. (2008): Umtriebszeit, Durchforstung und Astung der Kiefer aus finanzieller Perspektive. *Forstarchiv*, 79: 106–115.

- Beinhofer, B. (2009): Zur Anwendung der Portfoliotheorie in der Forstwissenschaft; Finanzielle Optimierungsansätze zur Bewertung von Diversifikationseffekten. Dissertation. Technische Universität München, Freising.
- Beinhofer, B. (2010a): Comparing the financial performance of traditionally managed beech and oak stands with roomy established and pruned stands. *European Journal of Forest Research*, 129: 175–187.
- Beinhofer, B. (2010b): Producing softwood of different quality; Does this provide risk compensation? *European Journal of Forest Research*, 129: 921–934.
- Beinhofer, B., Haase, S., Knoke, T. (2009): Anwendung der Portfoliotheorie in der Forstwirtschaft. *Forstarchiv*, 80: 99–108.
- Beinhofer, B., Knoke, T. (2010): Finanziell vorteilhafte Douglasienanteile im Baumartenportfolio. *Forstarchiv*, 81: 255–265.
- Benítez, P. C., McCallum, I., Obersteiner, M., Yamagata, Y. (2007): Global potential for carbon sequestration; Geographical distribution, country risk and policy implications. *Ecological Economics*, 60: 572–583.
- Bergen, V., Loewenstein, W., Olschewski, R. (2002): Forstökonomie; Volkswirtschaftliche Grundlagen. Vahlens Handbücher der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften. Vahlen, München.
- Bettinger, P., Boston, K., Siry, J. P., Grebner, D. L. (2009): Forest management and planning. Elsevier / Academic Press, Amsterdam.
- Bettinger, P., Siry, J., Merry, K. (2013): Forest management planning technology issues posed by climate change. *Forest Science and Technology*, 9: 9–19.
- Bibliographisches Institut (2013): Duden online, Suchbegriff Risiko. Abrufbar unter <http://www.duden.de/suchen/dudenonline/risiko>, Zugriff zuletzt am 23.04.2014.
- Blennow, K., Persson, J., Wallin, A., Vareman, N., Persson, E. (2013): Understanding risk in forest ecosystem services; Implications for effective risk management, communication and planning. *Forestry*.
- Blennow, K., Sallnäs, O. (2002): Risk perception among non-industrial private forest owners. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 17: 472–479.
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2005a): Bundeswaldinventur 2, Ergebnisdatenbank; Vorrat [m<sup>3</sup>/ha] nach Raumordnungsregionen und Eigentumsart für 2002. Abrufbar unter <http://www.bundeswaldinventur.de/>, Zugriff zuletzt am 23.04.2014.
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.) (2005b): Die zweite Bundeswaldinventur - BWI<sup>2</sup>; Der Inventurbericht, Berlin.

- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, L. u. V. (2012): Wirtschaftliche Lage der forstwirtschaftlichen Betriebe; Buchführungsergebnisse der Testbetriebe des Forstwirtschaftsjahres 2011, Bonn.
- BMLFUW (Bundesministerium für Land-und Forstwirtschaft, U. u. W. Ö. (2008): Nachhaltige Waldwirtschaft in Österreich; Österreichischer Waldbericht 2008. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Bolte, A., Ammer, C., Löf, M., Madsen, P., Nabuurs, G.-J., Schall, P., Spathelf, P., Rock, J. (2009): Adaptive forest management in central Europe; Climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 24: 473–482.
- Borchers, J. (2005): Erfolgreiches Führen von Forstbetrieben in Deutschland. *Forst und Holz*, 60: 377–382.
- Bormann, B. T., Haynes, R. W., Martin, J. R. (2007): Adaptive management of forest ecosystems; Did some rubber hit the road? *BioScience*, 57: 186–191.
- Boyland, M., Nelson, J., Bunnell, F. L. (2005): A test for robustness in harvest scheduling models. *Forest Ecology and Management*, 207: 121–132.
- Boyland, M., Nelson, J., Bunnell, F. L., D'Eon, R. G. (2006): An application of fuzzy set theory for seral-class constraints in forest planning models. *Forest Ecology and Management*, 223: 395–402.
- Brabänder, H. D. (1991): Inventurgestützte betriebliche Angebotsplanung. *Forstarchiv*, 62: 155–157.
- Brabänder, H. D. (1995): Was muß der Forstbetrieb tun, um sich in der Zukunft zu behaupten?; Erfahrungen und Folgerungen aus dem Betriebsvergleich Westfalen-Lippe? *Forst und Holz*, 50: 278–283.
- Brazee, R., Mendelsohn, R. (1988): Timber harvesting with fluctuating prices. *Forest Science*, 34: 359–372.
- Brunig, E. F. (1970): Multiple-use management in Germany's forests. *Journal of Forestry*, 68: 718–722.
- BUND (Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e.V.) (Hrsg.) (2009): BUND-Schwarzbuch Wald; Deutschlands Forstwirtschaft auf dem Holzweg, Berlin.
- Buongiorno, J., Gilles, J. K. (2003): Decision methods for forest resource management. Academic Press, Amsterdam, Boston, Mass.
- Buongiorno, J., Raunikar, R., Zhu, S. (2011): Consequences of increasing bioenergy demand on wood and forests; An application of the Global Forest Products Model. *Forest Policy and Economics*, 17: 214–229.

- Carlowitz, H. C. von (1713): *Sylvicultura oeconomica*; Anweisung zur wilden Baumzucht. Braun, Leipzig.
- Castro, L., Calvas, B., Hildebrandt, P., Knoke, T. (2013): Avoiding the loss of shade coffee plantations; How to derive conservation payments for risk-averse land-users. *Agroforestry Systems*, 87: 331-347.
- Clasen, C., Griess, V. C., Knoke, T. (2011): Financial consequences of losing admixed tree species; A new approach to value increased financial risks by ungulate browsing. *Forest Policy and Economics*, 13: 503–511.
- Clasen, C., Knoke, T. (2013): Site conditions have an impact on compensation payments for the loss of tree species in mixed forests. *Forestry*, 86: 533–542.
- Colfer, C. J. P. (2005): *The complex forest; Communities, uncertainty, and adaptive collaborative management*. RFF Press, Washington D.C.
- Cooney, R. (2005): From promise to practicalities; The precautionary principle in biodiversity conservation and sustainable use. In: Cooney, R., Dickson, B. (Hrsg.): *Biodiversity and the precautionary principle. Risk and uncertainty in conservation and sustainable use*. Earthscan, London: 3–17.
- Cotta, H. (1804): *Systematische Anleitung zur Taxation der Waldungen*. Johann Daniel Sander, Berlin.
- Cubbage, F., Mac Donagh, P., Sawinski Júnior, J., Rubilar, R., Donoso, P., Ferreira, A., Hoeflich, V., Olmos, V., Ferreira, G., Balmelli, G., Siry, J., Báez, M., Alvarez, J. (2007): Timber investment returns for selected plantations and native forests in South America and the Southern United States. *New Forests*, 33: 237-255.
- Davey, S. M., Hoare, J. R. L., Rumba, K. E. (2003): Sustainable forest management and the ecosystem approach; An Australian perspective. *Unasylva*, 54: 3–12.
- Davis, L. S., Johnson, K. N., Bettinger, P. S., Howard, T. E. (2001): *Forest management; To sustain ecological, economic, and social values*. McGraw Hill, Boston.
- Deegen, P. (2001): *Aufforstung und Holzeinschlag als Investitionsprobleme in einer statischen Welt*. Institut für Forstökonomie und Forsteinrichtung. Technische Universität Dresden, Dresden.
- Detten, R. von, Oesten, G. (2013): Nachhaltige Waldwirtschaft; Ein Modell für nachhaltige Entwicklung? *Natur und Landschaft*, 88: 52–57.
- Deutsch, H.-P. (2005): *Quantitative Portfoliosteuerung; Konzepte, Methoden, Beispielrechnungen*. Schäffer-Poeschel, Stuttgart.
- Deutscher Bundestag (2002): *Unterrichtung durch die Bundesregierung: Umweltgutachten 2002 des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen; Für eine neue Vorreiterrolle*. Deutscher Bundestag. Schmidt, Berlin.

- Diaz-Balteiro, L., Romero, C. (2008): Making forestry decisions with multiple criteria; A review and an assessment. *Forest Ecology and Management*, 255: 3222–3241.
- Dieter, M. (2001): Land expectation values for spruce and beech calculated with Monte Carlo modelling techniques. *Forest Policy and Economics*, 2: 157–166.
- Dieterich, V. (1953): Forstwirtschaftspolitik. Paul Parey, Hamburg, Berlin.
- Dirsch, R. (2010): Vom Bestand zum Betrieb; Verknüpfung einzelbestandesweiser und betrieblicher Optimierungsansätze in der Forstwirtschaft. Technische Universität München, Freising.
- Dirsch, R., Knoke, T. (2007): Zur finanziellen Analyse der Höhe des Holzvorrates; Eine Anwendung der linearen Programmierung im Rahmen der Forstbetriebsplanung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 178: 142–150.
- Doole, G. J., Pannell, D. J. (2013): A process for the development and application of simulation models in applied economics. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 57: 79–103.
- Dowd, K. (1998): Beyond value at risk; The new science of risk management. Wiley frontiers in finance. Wiley, Chichester, New York.
- Dresner, S. (2002): The principles of sustainability. Earthscan, London.
- Drukarczyk, J., Schüler, A. (2009): Unternehmensbewertung. Vahlens Handlungsbücher der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften. Vahlen, München.
- Egan-Krieger, T. von (2005): Theorie der Nachhaltigkeit und die deutsche Waldwirtschaft der Zukunft. Diplomarbeit. Universität Greifswald, Greifswald.
- Eisenführ, F., Weber, M., Langer, T. (2010): Rationales Entscheiden. Springer-Lehrbuch. Springer, Berlin [u.a.].
- Endres, A., Querner, I. (2000): Die Ökonomie natürlicher Ressourcen. Kohlhammer, Stuttgart.
- Eriksson, L. O. (2006): Planning under uncertainty at the forest level; A systems approach. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 21: 111–117.
- Evans, A., Perschel, R. (2009): A review of forestry mitigation and adaptation strategies in the Northeast U.S. *Climatic Change*, 96: 167–183.
- Faber, M. M., Proops, J. L. R., Manstetten, R. (1993): Evolution, time, production and the environment. Springer, Berlin, New York.
- Farmer, M. C., Randall, A. (2005): Making value compromises in an efficient economy; Efficiency as value dialogue. In: Innes, J. L., Hickey, G. M., Hoen, H. F. (Hrsg.): Forestry and environmental change. Socioeconomic and political dimensions. CABI Publ. in association with IUFRO, Wallingford: 31–51.

- Fayol, H. (1929): Allgemeine und industrielle Verwaltung. Aus dem Französischen übersetzt von Karl Reineke. R. Oldenbourg, München.
- Felbermeier, B., Gieler, N. (2008): Optimierung in der praktischen Forstbetriebsplanung. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 63: 914–916.
- Felbermeier, B., Knoke, T., Mosandl, R. (2007): Forstbetriebsplanung unterstützen durch lineare Programmierung. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 62: 115–116.
- Ferguson, I. S. (1996): Sustainable forest management. Oxford Univ. Press, Melbourne.
- Fiskel, J. (2006): Sustainability and resilience; Towards a systems approach. *Sustainability: Science, Practice, & Policy*, 2: 14–21.
- FAO (Food and Agricultural Organization of the United Nations) (2009): What is sustainable forest management? Abrufbar unter <http://www.fao.org/forestry/sfm/24447/en/>, Zugriff zuletzt am 23.04.2014.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2010): Global forest resources assessment 2010; Main report. FAO forestry paper, Rome.
- Franklin, J. F., Johnson, K. N. (2012): A restoration framework for federal forests in the Pacific Northwest. *Journal of Forestry*, 110: 429–439.
- Freund, R. J. (1956): The introduction of risk into a programming model. *Econometrica*, 24: 253–263.
- Friedmann, S. T., Guldin, J. M. (2002): The future of silviculture research; Thoughts from the Yale Forestry Forum. In: Parker, S., Hummel, S. S. (Hrsg.): Beyond 2001: A silvicultural odyssey to sustaining terrestrial and aquatic ecosystems. Proceedings of the 2001 Silviculture Workshop, May 6-10, Hood River, Oregon. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-546. United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR: 110–114.
- Gadow, K. von (1990): Neue Entwicklungen in der Forsteinrichtung. In: Villa, W. (Hrsg.): Die Verflechtung von Betriebswirtschaft und Forsteinrichtungsplanung im Forstbetrieb. Beiträge zum Symposium der IURO Arbeitsgruppe S4.04-02. 11.-14.06.1990 in Dresden, DDR: 173–180.
- Gadow, K. von (2000): Evaluating risk in forest planning models. *Silva Fennica*, 34: 181–191.
- Gadow, K. von (Hrsg.) (2001): Risk analysis in forest management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Gale, R. P., Cordray, S. M. (1991): What should forests sustain?; Eight answers. *Journal of Forestry*, 89: 31–36.

- Gayer, K. (1886): Der gemischte Wald; Seine Begründung und Pflege, insbesondere durch Horst- und Gruppenwirtschaft. Paul Parey, Berlin.
- Gerold, D. (1986): Zielwälder für Nachhaltigkeiten. Dissertation. Technische Universität Dresden, Tharandt.
- Glück, P., Pleschberger, W. (1982): Das Harmoniedenken in der Forstpolitik. *Allgemeine Forst Zeitschrift*, 37: 650–655.
- Gong, P. (1994): Adaptive optimization for forest-level timber harvest decision analysis. *Journal of Environmental Management*, 40: 65–90.
- Gould, E. M. (1960): Fifty years of management at the Harvard forest. Harvard Forest Bulletin, No. 29. Harvard Forest, Petersham, Massachusetts.
- Greenpeace e.V. (2013): Ausbeutung hessischer Wälder stoppen! Wie die zukünftige hessische Landesregierung mit Waldschutz und ökologischer Waldnutzung den Klimaschutz voranbringen will, Hamburg.
- Griess, V. C., Acevedo, R., Härtl, F., Staupendahl, K., Knoke, T. (2012): Does mixing tree species enhance stand resistance against natural hazards?; A case study for spruce. *Forest Ecology and Management*, 267: 284–296.
- Griess, V. C., Knoke, T. (2011): Growth performance, windthrow, and insects; Meta-analyses of parameters influencing performance of mixed-species stands in boreal and northern temperate biomes. *Canadian Journal of Forest Research*, 41: 1141–1159.
- Griess, V. C., Knoke, T. (2013): Bioeconomic modeling of mixed Norway spruce - European beech stands; Economic consequences of considering ecological effects. *European Journal of Forest Research*, 132: 511-522.
- Grünig, R., Kühn, R. (2005): Successful decision-making; A systematic approach to complex problems. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Grunwald, A., Kopfmüller, J. (2006): Nachhaltigkeit. Campus Einführungen. Campus, Frankfurt am Main.
- Haber, W. (2010): Die unbequemen Wahrheiten der Ökologie; Eine Nachhaltigkeitsperspektive für das 21. Jahrhundert. Carl-von-Carlowitz-Reihe, 1. Carl-von-Carlowitz-Vorlesung; Jahreskonferenz. Rat für Nachhaltige Entwicklung. Oekom, München.
- Hadeler, T., Winter, E. (Hrsg.) (2000): Gabler Wirtschaftslexikon; Die ganze Welt der Wirtschaft. Gabler, Wiesbaden.
- Hahn, A. (2008): Zum Begriff der forstlichen Nachhaltigkeit; Forstliche Identität, Gerechtigkeit und betriebliche Effizienz. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 63: 902–904.

- Hahn, A. (2011): Von hohen Vorräten und steigenden Risiken; Können Vorsicht und Verzicht zur Gefahr werden? *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 66: 11–14.
- Hahn, A. (2012): Neue Optimierungstechniken in der Forstbetriebsplanung; Finanzielle Optimierung und Integration von Risiken. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 67: 9–12.
- Hahn, A. (2013): Dokumentation zum MS Excel-Optimierungsblatt "Excel Hausham" für den Gebrauch am Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung. Technische Universität München, Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung, Freising.
- Hahn, W. A., Härtl, F., Irland, L. C., Kohler, C., Moshhammer, R., Knoke, T. (2014): Financially optimized management planning under risk aversion results in even-flow sustained timber yield. *Forest Policy and Economics*, 42: 30–41.
- Hahn, W. A., Knoke, T. (2010): Sustainable development and sustainable forestry; Analogies, differences, and the role of flexibility. *European Journal of Forest Research*, 129: 787–801.
- Hahn, A., Knoke, T. (2013a): Angebot, Nachfrage und Nachhaltigkeit im Wald. *LWF Wissen*: 123–127.
- Hahn, A., Knoke, T. (2013b): Angebot, Nachfrage und Nachhaltigkeit im Wald; Was hilft ein noch besserer Wald-Zustand in Deutschland, wenn als Ersatz nicht so schonend produziertes Holz importiert wird? *Holz-Zentralblatt*, 139: 530–531.
- Hahn, W. A., Knoke, T. (eingereicht): Perspektiven für die Forstbetriebsplanung; Ihre Chancen als wissenschaftliches Fachgebiet zwischen betrieblicher Effizienz, gesellschaftlichen Ansprüchen und dem Umgang mit Unsicherheit. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, Manuskriptnummer 895.
- Hahn, A., Schall, J. (2013): Kosten von Naturschutzauflagen für den Waldeigentümer; Bewertungsbeispiele für Mindestvorrat und Flächenstilllegung. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 68: 8–11.
- Hamberger, J. (2003): Nachhaltigkeit - Eine Idee aus dem Mittelalter; Wie es dazu kam, dass wir unsere Wälder nachhaltig bewirtschaften. *LWF aktuell*: 38–41.
- Hamberger, J. (2009): Von der Nachlässigkeit zur Nachhaltigkeit; Etymologische und forsthistorische Annäherung an Schlüsselbegriffe bei Hans Carl von Carlowitz. In: Hamberger, J. (Hrsg.): Forum Forstgeschichte. Festschrift zum 65. Geburtstag von Prof. Dr. Egon Gundermann, Freising: 31–38.
- Hamberger, J. (2010): Nachhaltigkeit und Nachlässigkeit; Eine Begriffsgeschichte. *LWF aktuell*: 32–34.

- Hanewinkel, M. (2001): Neuausrichtung der Forsteinrichtung als strategisches Managementinstrument. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 172: 202–209.
- Hansen, J. H. (2012): Modellbasierte Entscheidungsunterstützung für den Forstbetrieb; Optimierung kurzfristiger Nutzungsoptionen und mittelfristiger Strategien unter Verwendung metaheuristischer Verfahren und parallelen Rechnens. Cuvillier, Göttingen.
- Hartig, G. L. (1795): Anweisung zur Taxation und Beschreibung der Forste, Band 1: Theoretischer Theil. Heyer, Gießen.
- Hartig, G. L. (1804): Anweisung zur Taxation und Beschreibung der Forste, Band 1: Theoretischer Theil. Heyer, Gießen.
- Härtl, F. (2012): Optimierung der Sortierung auf Forstbetriebsebene unter Risiko; Stoffliche oder thermische Holznutzung? *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 67: 13–16.
- Härtl, F. (2012): Handbuch YAFO 1.1; Holzaufkommensprognose und Entscheidungsunterstützung für die Einschlagsplanung in Forstbetrieben. Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung, Technische Universität München. Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung, Technische Universität München, Freising.
- Härtl, F., Hahn, A., Knoke, T. (2013): Risk-sensitive planning support for forest enterprises; The YAFO model. *Computers and Electronics in Agriculture*, 94: 58–70.
- Härtl, F., Knoke, T. (2014): The influence of the oil price on timber supply. *Forest Policy and Economics*, 39: 32–42.
- Hauff, V. (2008): Nachhaltigkeit im Spannungsfeld zwischen Politik und Wirtschaft. Vortrag an der Nordakademie am 15.02.2008. Abrufbar unter [http://www.nachhaltigkeitsrat.de/uploads/media/Hauff\\_Vortrag\\_Nordakademie\\_15-02-08.pdf](http://www.nachhaltigkeitsrat.de/uploads/media/Hauff_Vortrag_Nordakademie_15-02-08.pdf), Zugriff zuletzt am 23.04.2014.
- Heine, M., Herr, H. (2003): Volkswirtschaftslehre; Paradigmenorientierte Einführung in die Mikro- und Makroökonomie. Managementwissen für Studium und Praxis. Oldenbourg, München.
- Heinrichs, H. (2005): Partizipationsforschung und nachhaltige Entwicklung. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, 14: 30–31.
- Heller, A. (1998): Brockhaus - die Enzyklopädie; In vierundzwanzig Bänden, 15. Brockhaus, Leipzig.
- Helms, A. C. (2013): Der forstpolitische Subdiskurs zur Nachhaltigkeit in der Waldnutzung auf Grundlage der Debatte um das SRU-Umweltgutachten 2012. Arbeitsberichte. Professur für Forst- und Umweltpolitik, Fakultät für Umwelt und

- Natürliche Ressourcen, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Freiburg im Breisgau.
- Hemmati, M., Dodds, F. (2002): Multi-stakeholder processes for governance and sustainability; Beyond deadlock and conflict. Earthscan, London.
- Heske, F. (1931): Ziele und Wege der Weltforstwirtschaft. *Tharandter Forstliches Jahrbuch*, 82: 1–35.
- Hessen-Forst (2004): Technische Richtlinie Forsteinrichtung 2004. Abteilung Forsteinrichtung und Naturschutz (FENA), Gießen.
- Heyer, C. (1883): Die Waldertrags-Regelung. Teubner, Leipzig.
- Hildebrandt, P., Knoke, T. (2009): Optimizing the shares of native tree species in forest plantations with biased financial parameters. *Ecological Economics*, 68: 2825–2833.
- Hildebrandt, P., Knoke, T. (2011): Investment decisions under uncertainty; A methodological review on forest science studies. *Forest Policy and Economics*, 13: 1–15.
- Hillier, F. S., Lieberman, G. J. (2002): Operations Research; Einführung. Internationale Standardlehrbücher der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften. Oldenbourg, München.
- Hirshleifer, J., Riley, J. G. (2002): The analytics of uncertainty and information. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Holec, J., Hanewinkel, M. (2006): A forest management risk insurance model and its application to coniferous stands in southwest Germany. *Forest Policy and Economics*, 8: 161–174.
- Holling, C. S. (1978): Adaptive environmental assessment and management. International Series in Applied System Analysis, 3. John Wiley & Sons, Chichester, New York, Brisbane.
- Holthausen, N., Hanewinkel, M., Holec, J. (2004): Risikomanagement in der Forstwirtschaft am Beispiel des Sturmrisikos. *Forstarchiv*, 75: 149–157.
- Hoogstra, M. A., Schanz, H. (2009): Future orientation and planning in forestry; A comparison of forest managers' planning horizons in Germany and the Netherlands. *European Journal of Forest Research*, 128: 1–11.
- Hopfenbeck, W. (2002): Allgemeine Betriebswirtschafts- und Managementlehre; Das Unternehmen im Spannungsfeld zwischen ökonomischen, sozialen und ökologischen Interessen. Redline Wirtschaft bei Verl. Moderne Industrie, München.

- Hull, J. (2011): Risikomanagement; Banken, Versicherungen und andere Finanzinstitutionen. Pearson Studium - wi wirtschaft. Pearson Studium, München [u.a.].
- Hultkrantz, L. (1992): Forestry and the bequest motive. *Journal of Environmental Economics and Management*, 22: 164–177.
- Hundeshagen, J. C. (1826): Die Forstabschätzung auf neuen wissenschaftlichen Grundlagen. H. Laupp, Tübingen.
- Hundeshagen, J. C. (1859): Encyclopädie der Forst-Wissenschaft; Lehrbuch der Forst-Polizei. Laupp'sche Buchhandlung, Tübingen.
- Hyytiäinen, K., Tahvonen, O. (2003): Maximum sustained yield, forest rent or Faustmann; Does it really matter? *Scandinavian Journal of Forest Research*, 18: 457–469.
- Irland, L. C. (2010): Assessing sustainability for global forests; A proposed pathway to fill critical data gaps. *European Journal of Forest Research*, 129: 777–786.
- Jöbstl, H. A. (1973): Ein Modell des Forstbetriebes; Neue Ansätze und Techniken für die lang- und mittelfristige Planung. Veröffentlichungen des Institutes für forstliche Wirtschaftslehre an der Hochschule für Bodenkultur in Wien. Österreichischer Agrarverlag, Wien.
- Jöbstl, H. A. (1973): Ein Planungsmodell mit besonderer Berücksichtigung der Nachhaltigkeit. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen*, 90: 229–243.
- Jöbstl, H. A. (1992): Die Nachhaltigkeit im Planungsmodell. In: Kurth, H. (Hrsg.): Forest management planning and management science. Guarantors of sustainability. Proceedings of the IUFRO Centennial Meeting, Division IV, Group S 4.04, Berlin / Eberswald 31.08.-04.09.1992: 93–104.
- Johnson, K. N. (2007): Will linking science to policy lead to sustainable forestry?; Lessons from the federal forests of the United States. In: Reynolds, K. M., Thomson, A. J., Kohl, M. (Hrsg.): Sustainable forestry. From monitoring and modelling to knowledge management and policy science. CABI, Cambridge, MA: 14–34.
- Jorion, P. (2007): Value at risk; The new benchmark for managing financial risk. McGraw Hill, New York.
- Judeich, F. (1871): Die Forsteinrichtung. Schönfelds Verlagsbuchhandlung, Dresden.
- Jürgens, G., Kaiser, M. (2013): Naturerbe Spessart ist in Gefahr; Greenpeace-Dokumentation der Holzeinschläge im Winter 2012/13 in den BaySF-Forstbetrieben Rothenbuch und Heigenbrücken, Hamburg.
- Kangas, A., Kangas, J., Kurttila, M. (2008): Decision support for forest management. Managing forest ecosystems, 16. Springer, Dordrecht.

- Kangas, A. S., Horne, P., Leskinen, P. (2010): Measuring the value of information in multicriteria decisionmaking. *Forest Science*, 56: 558–566.
- Kangas, J., Kangas, A. (2005): Multiple criteria decision support in forest management; The approach, methods applied, and experiences gained. Selected papers from the symposium on ‘Development and Application of Decision Support Tools in Multiple Purpose Forest Management’. *Forest Ecology and Management*, 207: 133–143.
- Kant, S. (2004): Economics of sustainable forest management; Editorial. *Forest Policy and Economics*, 6: 197–203.
- Kató, F. (1977): Einführung in die Methoden der Unternehmensforschung (Operations Research) für Forstleute; Vorlesungsmanuskript zum Zusatzfach: Methodik der Unternehmensforschung. Institut für forstliche Betriebswirtschaftslehre der Universität Göttingen, Göttingen.
- Kehr, K. (1993): Nachhaltigkeit denken; Zum sprachgeschichtlichen Hintergrund und zur Bedeutungsentwicklung des forstlichen Begriffes der 'Nachhaltigkeit'. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 144: 595–605.
- Keler, M., Bieg, W. (1999): Forstwirtschaftsplan Gemeindewald Hausham. Geltungsdauer 01.01.1999-31.12.2018.
- Kimmins, J. P. (1974): Sustained yield, timber mining, and the concept of ecological rotation. *Forestry Chronicle*, 50: 27–31.
- Kimmins, J. P. (2002): Sustainability; A focus on forests and forestry. *Journal of Business Administration and Policy Analysis*, 30: 303–338.
- Kleinhüchelkotten, S., Neitzke, H.-P., Wippermann, C. (2009): Einstellung der Deutschen zu Wald und Forstwirtschaft; Ergebnisse einer bevölkerungsrepräsentativen Befragung differenziert nach sozialen Milieus. *Forst und Holz*, 64: 12–19.
- Klemperer, W. D. (1992): Sustained yield of what?; A forestry dilemma in the United States. In: Kurth, H. (Hrsg.): Forest management planning and management science. Guarantors of sustainability. Proceedings of the IUFRO Centennial Meeting, Division IV, Group S 4.04, Berlin / Eberswald 31.08.-04.09.1992: 66–74.
- Klemperer, W. D. (2001): Incorporating risk into financial analysis of forest management investments. In: Gadow, K. von (Hrsg.): Risk analysis in forest management. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 149–170.
- Knoke, T. (2003): Der Wald der Ludwig-Maximilians-Universität München; Forstwirtschaftsplan für die Jahre 2003-2022. Technische Universität München, Fachgebiet für Waldinventur und Forstbetriebsplanung, Freising.
- Knoke, T. (2004): Zur Optimierung des Holzvorrates im Stiftungswald der Ludwigs-Maximilians-Universität München. In: Brang, P. (Hrsg.): Biologische

- Rationalisierung im Waldbau. Tagungsband Sektion Waldbau 2003, Birmensdorf: 78–92.
- Knoke, T. (2010): Inventur, Datenqualität und Entscheidungskonsequenzen; Weiterentwicklung der Konzeption von Waldinventuren. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 65: 4–5.
- Knoke, T., Ammer, C., Stimm, B., Mosandl, R. (2008): Admixing broadleaved to coniferous tree species; A review on yield, ecological stability and economics. *European Journal of Forest Research*, 127: 89–101.
- Knoke, T., Calvas, B., Aguirre, N., Román-Cuesta, R. M., Günter, S., Stimm, B., Weber, M., Mosandl, R. (2009): Can tropical farmers reconcile subsistence needs with forest conservation? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7: 548–554.
- Knoke, T., Moog, M. (2005): Timber harvesting versus forest reserves; Producer prices for open-use areas in German beech forests (*Fagus sylvatica* L.). *Ecological Economics*, 52: 97–110.
- Knoke, T., Mosandl, R. (2004): Integration ökonomischer, ökologischer und sozialer Ansprüche; Zur Sicherung einer umfassenden Nachhaltigkeit im Zuge der Forstbetriebsplanung. *Forst und Holz*, 59: 535–539.
- Knoke, T., Román-Cuesta, R. M., Weber, M., Haber, W. (2012): How can climate policy benefit from comprehensive land-use approaches? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10: 438–445.
- Knoke, T., Schneider, T., Hahn, A., Griess, V. C., Rößiger, J. (2012): Forstbetriebsplanung als Entscheidungshilfe. Ulmer, Stuttgart.
- Knoke, T., Steinbeis, O.-E., Bösch, M., Román-Cuesta, R. M., Burkhardt, T. (2011): Cost-effective compensation to avoid carbon emissions from forest loss; An approach to consider price-quantity effects and risk-aversion. *Ecological Economics*, 70: 1139–1153.
- Knoke, T., Stimm, B., Ammer, C., Moog, M. (2005): Mixed forests reconsidered; A forest economics contribution on an ecological concept. *Forest Ecology and Management*, 213: 102–116.
- Knoke, T., Weber, M. (2006): Expanding carbon stocks in existing forests; A methodological approach for cost appraisal at the enterprise level. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11: 579–605.
- Knoke, T., Weber, M., Barkmann, J., Pohle, P., Calvas, B., Medina, C., Aguirre, N., Günter, S., Stimm, B., Mosandl, R., Walter, F. von, Maza, B., Gerique, A. (2009): Effectiveness and distribution impacts of payments for reduced carbon emissions from deforestation. *Erdkunde*, 63: 365–384.
- Knoke, T., Wurm, J. (2006): Mixed forests and a flexible harvest policy; A problem for conventional risk analysis? *European Journal of Forest Research*, 125: 303–315.

- Koepke, D. (1999): Zielbildung im Privatwald als individueller Problemlösungsprozeß; Ein Instrument zur Aufstellung konsistenter Wirtschaftsziele. Cuvillier, Göttingen.
- Kohler, C. (2011): Konsequenzen vorsichtiger und gleichmäßiger Nutzungsstrategien in vorratsreichen Forstbetrieben Südbayerns; Eine Fallstudie am Beispiel des Gemeindewaldes Hausham. Masterarbeit. Technische Universität München, Freising.
- Kotschwar, A. (1949): Ursprung und internationale Bedeutung des deutschen forstlichen Nachhaltgedankens. Dissertation. Universität Hamburg, Hamburg.
- Kouba, J. (2002): Das Leben des Waldes und seine Lebensunsicherheit. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 121: 211–228.
- Kremers, M. (2002): Value-at-Risk-basierte Messung des Risikopotenzials von Investitionsvorhaben. In: Hölscher, R., Elfgen, R. (Hrsg.): Herausforderung Risikomanagement. Identifikation, Bewertung und Steuerung industrieller Risiken. Gabler, Wiesbaden: 273–293.
- Kroth, W. (1968): Der forstliche Produktionszeitraum. In: Speidel, G., Steinlin, H. (Hrsg.): Möglichkeiten optimaler Betriebsgestaltung in der Forstwirtschaft. BLV Bayerischer Landwirtschaftsverlag, München, Basel, Wien: 173–184.
- Krysiak, F. (2009): Sustainability and its relation to efficiency under uncertainty. *Economic Theory*, 41: 297–315.
- Küblböck, T. J. (2008): Zur Abschätzung von finanziellen Optimierungsspielräumen im Rahmen der Forstbetriebsplanung. Diplomarbeit. Technische Universität München, Freising.
- Kuckartz, U., Rheingans-Heintze, A. (2006): Trends im Umweltbewusstsein; Umweltgerechtigkeit, Lebensqualität und persönliches Engagement. VS Verlag für Sozialwissenschaften, Wiesbaden.
- Kuhner, C., Maltry, H. (2006): Unternehmensbewertung. Springer-Lehrbuch. Springer, Berlin.
- Kurt, A. (1983): Die Nachhaltigkeit und ihre Kontrolle. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 134: 93–107.
- Kurth, H. (1992): Nachhaltigkeit, Waldinventur und Zielwald. *Österreichische Forstzeitung*, 103: 56–59.
- Kurth, H. (1994): Forsteinrichtung; Nachhaltige Regelung des Waldes. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- Landesforstbetrieb Sachsen-Anhalt (2007): Forsteinrichtungsverfahren des Landesforstbetriebes LSA. Sachgebiet Waldbau/Forsteinrichtung.

- Lee, R. G. (1990): Sustained yield and social order. In: Lee, R. G., Field, D. R., Burch, W. R. (Hrsg.): Community and forestry. Continuities in the sociology of natural resources. Westview Press, Boulder, San Francisco, London: 83–94.
- Liechtenstein, J. (1995): Der Einsatz des betriebswirtschaftlichen Instrumentariums im forstwirtschaftlichen Großbetrieb; Theoretische Grundlagen und empirische Überprüfung. Dissertation. Universität für Bodenkultur, Wien.
- Lindenmayer, D. B., Burgman, M. A. (2005): Practical conservation biology. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia.
- Löffler, H. (Hrsg.) (1994): Rationalisierungsmöglichkeiten im Forstbetrieb. Hanns-Seidel-Stiftung, Akademie für Politik und Zeitgeschehen, München.
- Loy, M. (2009): Politisch-historische Analyse des Ressourcenmanagements im Benediktbeurer Klosterland von 1648-1803; Nachhaltige Entwicklung im Wandel der Zeit. Dissertation. Technische Universität München, Freising.
- Luks, F. (2002): Nachhaltigkeit. Wissen 3000. Europ. Verl.-Anst., Hamburg.
- Lüpke, B. von (2004): Risikominderung durch Mischwälder und naturnaher Waldbau; Ein Spannungsfeld. *Forstarchiv*, 75: 43–50.
- Marcuse, P. (2006): Sustainability is not enough. In: Keiner, M. (Hrsg.): The future of sustainability. Springer, Dordrecht: 55–68.
- Markowitz, H. (1952): Portfolio selection. *Journal of Finance*, 7: 77–91.
- Marmorek, D. R., Greig, L., Murray, C., Robinson, D. C. E. (2006): Enabling adaptive forest management; Final report prepared for the National Commission on Science for Sustainable Forestry by ESSA Technologies Ltd. NCSSF (National Commission on Science for Sustainable Forestry) Project D1. ESSA Technologies Ltd., Vancouver, Canada.
- Martell, D. L. (2007): Fifty years of OR in forestry; Preface to the special forestry issue of INFOR. *INFOR: Information Systems and Operational Research*, 45: 5–7.
- Mathey, A.-H., Nelson, H., Gaston, C. (2009): The economics of timber supply; Does it pay to reduce harvest levels? *Forest Policy and Economics*, 11: 491–497.
- Mayring, P. (2008): Qualitative Inhaltsanalyse; Grundlagen und Techniken. Beltz, Weinheim, Basel.
- MCPFE (Ministerial Conference on Protection of Forests in Europe ) (2007): Fifth ministerial conference on the protection of forests in Europe. Conference proceedings, 5-7 November 2007, Warsaw, Poland, Warsaw.
- McQuillan, A. G. (1986): The declining even flow effect; Non sequitur of national forest planning. *Forest Science*, 32: 960–972.
- Meadows, D. L. (1972): Die Grenzen des Wachstums; Bericht des Club of Rome zur Lage der Menschheit. Deutsche Verlagsanstalt, Stuttgart.

- Mendoza, G. A. (2005): Recent developments in decision analysis for forest management. In: Innes, J. L., Hickey, G. M., Hoen, H. F. (Hrsg.): *Forestry and environmental change. Socioeconomic and political dimensions*. CABI Publ. in association with IUFRO, Wallingford: 239–256.
- Mendoza, G. A., Martins, H. (2006): Multi-criteria decision analysis in natural resource management; A critical review of methods and new modelling paradigms. *Forest Ecology and Management*, 230: 1–22.
- Mendoza, G. A., Prabhu, R. (2005): Participatory modelling and analysis of sustainable forest management; Experiences and lessons learned from case studies. In: Bevers, M., Barrett, T. M. (Hrsg.): *System analysis in forest resources. Proceedings of the 2003 Symposium*. General Technical Report PNW-GTR-656, Portland, OR: 49–57.
- Mendoza, G. A., Prabhu, R. (2006): Participatory modeling and analysis for sustainable forest management; Overview of soft system dynamics models and applications. *Forest Policy and Economics*, 9: 179–196.
- Menzel, S., Nordström, E.-M., Buchecker, M., Marques, A., Saarikoski, H., Kangas, A. (2012): Decision support systems in forest management; Requirements from a participatory planning perspective. *European Journal of Forest Research*, 131: 1367-1379.
- Merker, K. (1997): Ein Controllingssystem 'Naturgemäße Waldwirtschaft'; Strategische Überlegungen zum Thema am Beispiel des LÖWE-Programmes der Niedersächsischen Landesforstverwaltung. *Schriften zur Forstökonomie*, Bd. 17. J. D. Sauerländer's, Frankfurt/Main.
- Millar, C. I., Stephenson, N. L., Stephens, S. L. (2007): Climate change and forests of the future; Managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications*, 17: 2145–2151.
- MELR (Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum) (2000): Dienstanweisung für die Forsteinrichtung im öffentlichen Wald Baden-Württembergs (FED 2000).
- Möhring, B. (1994): Über ökonomischen Kalküle für forstliche Nutzungsentscheidungen; Ein Beitrag zur Förderung des entscheidungsorientierten Ansatzes der forstlichen Betriebswirtschaftslehre. *Schriften zur Forstökonomie*, Bd. 7. J. D. Sauerländer's, Frankfurt am Main.
- Möhring, B. (2001): Nachhaltige Forstwirtschaft und Rentabilitätsrechnung; Ein Widerspruch? *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 172: 61–66.
- Möhring, B., Burkhardt, T., Gutsche, C., Gerst, J. (2011): Berücksichtigung von Überlebensrisiken in den Modellen der Waldbewertung und der forstlichen Entscheidungsfindung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 182: 160–171.

- Möhring, B., Gerst, J., Stratmann, J. (2012): Bewertung forstlicher Nutzungsbeschränkungen in FFH-Gebieten. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 67: 15–17.
- Möhring, B., Rüping, U., Leefken, G., Ziegeler, M. (2006): Die Annuität; Ein "missing link" der Forstökonomie? *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 177: 21–29.
- Möhring, B., Staupendahl, K., Leefken, G. (2010): Modellierung und Bewertung natürlicher forstlicher Risiken mit Hilfe von Überlebensfunktionen. *Forst und Holz*, 65: 26–29.
- Moog, M. (2004): Ökonomische Bewertung der Waldbehandlungsoptionen unter Berücksichtigung des Bestandesrisikos. *Ökosystem Management*, 1: 102–108.
- Moog, M., Borchert, H. (2001): Increasing rotation periods during a time of decreasing profitability of forestry; A paradox? *Forest Policy and Economics*, 2: 101–116.
- Moog, M., Knoke, T. (2003): Zur betriebswirtschaftlichen Bewertung von Einschränkungen der Waldbewirtschaftung. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 122: 59–77.
- Mosandl, R., Felbermeier, B. (2001): Vom Waldbau zum Ökosystemmanagement. *Forstarchiv*, 72: 145–151.
- Müller-Kroehling, S. (2013): Biodiversitätskriterien für Nachhaltigkeit im Wald. *LWF Wissen*: 59–71.
- Müller-Merbach, H. (1992): Operations-Research; Methoden und Modelle der Optimalplanung. Vahlen, München.
- Munier, N. (2005): Introduction to sustainability; Road to a better future. Springer, Dordrecht.
- Musshoff, O., Hirschauer, N. (2010): Modernes Agrarmanagement; Betriebswirtschaftliche Analyse- und Planungsverfahren. Vahlen, München.
- Nelson, J. (2003): Forest-level models and challenges for their successful application. *Canadian Journal of Forest Research*, 33: 422–429.
- Neuner, S., Beinhofer, B., Knoke, T. (2013): The optimal tree species composition for a private forest enterprise; Applying the theory of portfolio selection. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 28: 38–48.
- Newton, A., Oldfield, S. (2005): Forest policy, the precautionary principle and sustainable forest management. In: Cooney, R., Dickson, B. (Hrsg.): Biodiversity and the precautionary principle. Risk and uncertainty in conservation and sustainable use. Earthscan, London: 21–38.
- Olschewski, R., Bebi, P., Gret-Regamey, A., Kräuchi, N. (2008): Wald und Klimawandel; Ansätze für eine ökonomische Bewertung. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 159: 374–380.

- Ott, K. (2013): "Starke" Nachhaltigkeit und Multifunktionalität in der Waldbewirtschaftung. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 68: 37–38.
- Ott, K., Egan-Krieger, T. von (2012): Normative Grundlagen nachhaltiger Waldbewirtschaftung. In: Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (Hrsg.): Nachhaltige Waldbewirtschaftung. Realität oder visionärer Anspruch? Tagungsband zur gemeinsamen Jahrestagung mit dem Brandenburgischen Forstverein e.V. am 10. Mai 2012 in Rangsdorf, Eberswalde: 7–38.
- Pannell, D. J., Malcolm, B., Kingwell, R. S. (2000): Are we risking too much?; Perspectives on risk in farm modeling. *Agricultural Economics*, 23: 69–78.
- Paragon Decision Technology B.V. (2012): AIMMS; Advanced interactive multidimensional modeling system.
- Pasalodos-Tato, M., Mäkinen, A., Garcia-Gonzalo, J., Borges, J., Lämås, T., Eriksson, L. (2013): Review. Assessing uncertainty and risk in forest planning and decision support systems; Review of classical methods and introduction of new approaches. *Forest Systems*, 22: 282–303.
- Pearce, D., Putz, F. E., Vanclay, J. K. (2003): Sustainable forestry in the tropics; Panacea or folly? *Forest Ecology and Management*, 172: 229–247.
- Peters, W. (1984): Die Nachhaltigkeit als Grundsatz der Forstwirtschaft; Ihre Verankerung in der Gesetzgebung und ihre Bedeutung in der Praxis; Die Verhältnisse in der Bundesrepublik Deutschland im Vergleich mit einigen Industrie- und Entwicklungsländern. Universität Hamburg, Hamburg.
- Pretzsch, H. (2003): Strategische Planung der Nachhaltigkeit auf Forstbetriebsebene; Beitrag der Waldwachstumsforschung. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 122: 231-249.
- Pretzsch, H., Biber, P., Ďurský, J. (2002): The single tree-based stand simulator SILVA; Construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management*, 162: 3–21.
- Puettmann, K. J. (2000): Ecosystem Management als neue Grundlage für die Waldbewirtschaftung in Nordamerika. *Forstarchiv*, 71: 3–9.
- Radkau, J. (2007): Holz; Wie ein Naturstoff Geschichte schreibt, 3. Oekom, München.
- Rametsteiner, E. (2000): Sustainable forest management certification; Framework conditions, system designs and impact assesment; A policy analysis of certification of forest management as a policy instrument to promote multifunctional sustainable forest management conducted in the context of the EU research project FAIR CT95-766. Ministerial Conference on the Protection of

- Forests in Europe. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe, Vienna.
- Raunika, R., Buongiorno, J., Turner, J. A., Zhu, S. (2010): Global outlook for wood and forests with the bioenergy demand implied by scenarios of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Forest Policy and Economics*, 12: 48–56.
- Renn, O. (2007): Risiko; Über den gesellschaftlichen Umgang mit Unsicherheit. Oekom, München.
- Renn, O., Oppermann, B. (2000): Bürgerbeteiligung in der Raumplanung. In: Bott, H., Hubig, C., Pesch, F., Schröder, G. (Hrsg.): Stadt und Kommunikation im digitalen Zeitalter. Internationales Kolloquium "Stadt und Kommunikation im digitalen Zeitalter". Campus, Frankfurt/Main: 243–274.
- Rideout, D., Hessel, H. (2001): Principles of forest and environmental economics. Resource & Environmental Management, Fort Collins, Colorado.
- Rigling, A., Brang, P., Bugmann, H., Kräuchi, N., Wohlgemuth, T., Zimmermann, N. (2008): Klimawandel als Prüfstein für die Waldbewirtschaftung. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 159: 316–325.
- Ripken, H. (1997): Ökonomische Nachhaltigkeitskriterien im Forstbetrieb und ihre Berücksichtigung in der Forsteinrichtung. In: Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung (Hrsg.): Bericht über die Jahrestagung am 9. und 10. Oktober 1997 in Schwerin. Nachhaltigkeitsprüfung durch die Forsteinrichtung und Organisation der Forsteinrichtung: 45–74.
- Roeder, A. (2003a): Forstbetriebliches Management bei zeitlich offenen Entscheidungsfeldern; Wie gehen wir mit Langfristigkeit um? *Forst und Holz*, 58: 315–318.
- Roeder, A. (2003b): Forstbetriebliches Management bei zeitlich offenen Entscheidungsfeldern; Wie gehen wir mit Langfristigkeit um? *Forst und Holz*, 58: 364–367.
- Roessiger, J., Griess, V. C., Knoke, T. (2011): May risk aversion lead to near-natural forestry?; A simulation study. *Forestry*, 84: 527–537.
- Rose, D. (1992): Quantitative Modelle in der strategischen Planung am Beispiel der Forstwirtschaft. Hochschul-Verlag, Freiburg im Breisgau.
- Sagl, W. (1995): Von der Forststatistik zur strategischen Unternehmensführung. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen*, 112: 227–244.
- Sample, V. A. (2004): Sustainability in forestry; Origins, evolution and prospects. Pinchot Institute for Conservation, Washington D.C.

- Sánchez Orois, S. (2003): Untersuchungen zur optimalen Steuerung der Waldentwicklung. Dissertation. Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen.
- Schade, V. (2012): AGR hält amtlichen Holzeinschlag für zu niedrig. *Holz Journal*: 10.
- Schall, J. (2013): Zur finanziellen Optimierung der Ertragsplanung bei Risikointegration; Eine Anwendung der nichtlinearen Programmierung im Forstbetrieb Mönchsroth. Masterarbeit. Technische Universität München, Freising.
- Schanz, H. (1994): 'Forstliche Nachhaltigkeit' aus der Sicht von Forstleuten der Bundesrepublik Deutschland. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Freiburg im Breisgau.
- Schanz, H. (2001): Forstliche Nachhaltigkeit. Schriften aus dem Institut für Forstökonomie der Universität Freiburg, 4. Kessel, Remagen-Oberwinter.
- Schöpfer, W., Höfle, H. H. (1970): Unternehmensforschung (Operations Research); Eine Bibliographie der Anwendungen in der Forst- und Holzwirtschaft. Mitteilungen der Baden-Württembergischen Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt, 25. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA); Abteilung Biometrie, Freiburg im Breisgau.
- Schreyögg, G., Koch, J. (2010): Grundlagen des Managements; Basiswissen für Studium und Praxis. Gabler Verlag; Springer Fachmedien, Wiesbaden.
- Schulze, D. (1995): Wettbewerb um deutschsprachigen Ausdruck für 'Sustainability'. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, 4: 7.
- Schulze, E. (2013): Umwelt- und Klimaverträglichkeit bei steigender Inanspruchnahme; Wer will was vom Wald? *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 68: 7–10.
- Schumacher, W. (1996): Voraussetzungen und Gestaltungsmöglichkeiten einer nachhaltigen Waldbewirtschaftung. In: Linckh, G., Sprich, H., Flaig, H. (Hrsg.): Nachhaltige Land- und Forstwirtschaft. Expertisen. Springer, Berlin: 329–358.
- Scott, J. C. (1998): Seeing like a state; How certain schemes to improve the human condition have failed. Yale Univ. Press, New Haven, Conn.
- Sheppard, S. R. J., Meitner, M. (2005): Using multi-criteria analysis and visualisation for sustainable forest management planning with stakeholder groups. *Forest Ecology and Management*, 207: 171–187.
- Simonis, G., Elbers, H. (2011): Studium und Arbeitstechniken der Politikwissenschaft, 48. VS Verlag für Sozialwissenschaften, Wiesbaden.
- Slaby, R. (2006): Sustainable wood biomass management in the Czech Republic; Potential for energy. Abrufbar unter [http://www.zgs.gov.si/fileadmin/zgs/main/img/CE/biomasa/BIOMASA\\_ANG\\_PR\\_OJEKTI/PDF\\_predstavivte/Czech\\_Republic.pdf](http://www.zgs.gov.si/fileadmin/zgs/main/img/CE/biomasa/BIOMASA_ANG_PR_OJEKTI/PDF_predstavivte/Czech_Republic.pdf), Zugriff zuletzt am 23.04.2014.

- Speidel, G. (1972): Planung im Forstbetrieb; Grundlagen und Methoden der Forsteinrichtung. Parey, Hamburg.
- Speidel, G., Steinlin, H. (Hrsg.) (1968): Möglichkeiten optimaler Betriebsgestaltung in der Forstwirtschaft. BLV Bayerischer Landwirtschaftsverlag, München, Basel, Wien.
- Spellmann, H. (1987): Weiterentwicklung der Forsteinrichtung unter besonderer Berücksichtigung der Zustandserfassung. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 106: 355-365.
- Spellmann, H., Nagel, J., Böckmann, T. (1999): Summarische Nutzungsplanung auf der Basis von Betriebsinventuren. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 170: 122–128.
- Sperber, H.-L. von (1969): Optimale Holzartenwahl mit linearer Programmierung; Dargestellt am Beispiel der hessischen Staatsforstverwaltung. Dissertation. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Freiburg im Breisgau.
- Sperber, H.-L. von (1970): Holzartenwahl mit Linearer Programmierung. *Allgemeine Forst Zeitschrift*, 25: 361–363.
- Spiecker, H. (2003): Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe; Temperate zone. *Journal of Environmental Management*, 67: 55–65.
- Spremann, K. (1996): Wirtschaft, Investition und Finanzierung. Oldenbourg, München [u.a.].
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (Hrsg.) (2000): Waldnutzung in Deutschland; Bestandsaufnahme, Handlungsbedarf und Maßnahmen zur Umsetzung des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung. Metzler-Poeschel, Stuttgart.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2012a): Verantwortung in einer begrenzten Welt; Umweltgutachten 2012. Sachverständigenrat für Umweltfragen. Schmidt, Berlin.
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (2012b): "Umweltgerechte Waldnutzung"; Gut begründet und erforderlich. Anmerkungen zur Kritik einer Gruppe von Forstwissenschaftlern am Kapitel 6 "Umweltgerechte Waldnutzung" des Umweltgutachtens 2012 "Verantwortung in einer begrenzten Welt". SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen), Berlin.
- Staatsbetrieb Sachsenforst (2010): Arbeitsanweisung zur bestandesweisen Zustandserfassung und Planung (AA WAB). Kompetenzzentrum Wald und Forstwirtschaft, Referat Forsteinrichtung.
- Stang, S. (2008): Optimierung der Forstbetriebsplanung zur Bewertung von Nutzungseinschränkungen. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 63: 905–907.

- Stang, S., Knoke, T. (2008): Weiterentwicklung der Forstbetriebsplanung in Deutschland. *Forst und Holz*, 63: 22–27.
- Stang, S., Knoke, T. (2009): Optimierung der Hiebsatzplanung zur Quantifizierung von finanziellen Ertragseinbußen durch den Klimawandel am Beispiel des Forstbetriebes der Stadt Zittau. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*: 89–94.
- Staupendahl, K. (2011): Modellierung der Überlebenswahrscheinlichkeit von Waldbeständen mithilfe der neu parametrisierten Weibull-Funktion. *Forstarchiv*, 82: 10–19.
- Staupendahl, K., Möhring, B. (2010): Betriebswirtschaftliche Strategien. In: Forschungszentrum Waldökosysteme der Universität Göttingen (Hrsg.): Abschlussbericht zum BMBF-Verbundforschungsvorhaben „Anpassungsstrategien für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung unter sich wandelnden Klimabedingungen - Decision Support System Wald und Klimawandel (DSS-WuK)“. Teil 2: Zwischenberichte der einzelnen Arbeitspakete, Göttingen: 127–145.
- Staupendahl, K., Möhring, B. (2011): Integrating natural risks into silvicultural decision models; A survival function approach. *Forest Policy and Economics*, 13: 496–502.
- Staupendahl, K., Zucchini, W. (2011): Schätzung von Überlebensfunktionen der Hauptbaumarten auf der Basis von Zeitreihendaten der Rheinland-Pfälzischen Waldzustandserhebung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 182: 129–145.
- Steurer, R. (2001): Paradigmen der Nachhaltigkeit. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht, ZfU*, 10: 537–566.
- Stoetzer, M. W. (2012): Erfolgreich recherchieren. Pearson Studium, München.
- Stuber, M. (2008): Wälder für Generationen; Konzeptionen der Nachhaltigkeit im Kanton Bern (1750-1880). Böhlau, Köln, Weimar, Wien.
- Stykov, P., Daase, C., Mackenzie, J., Moosauer, N. (2008): Politikwissenschaftliche Arbeitstechniken, 3137. UTB, Paderborn.
- Suda, M., Zormaier, F. (2002): Anmerkungen zur Rolle der Forstwirtschaft im Diskurs der Nachhaltigkeit. *Forst und Holz*, 57: 322–324.
- Summersammer, C. (2012): Auswirkungen der Anwendung von Zielfunktionen eines risikoscheuen Entscheiders auf Barwert und Einschlagsplanung eines gleichmäßig ausgestatteten Forstbetriebs. Bachelorarbeit. Technische Universität München, Freising.
- Tahvonen, O., Kallio, M. (2006): Optimal harvesting of forest age classes under price uncertainty and risk aversion. *Natural Resource Modeling*, 19: 557–585.

- Thommen, J.-P., Achleitner, A.-K. (2012): Allgemeine Betriebswirtschaftslehre; Umfassende Einführung aus managementorientierter Sicht. Gabler, Wiesbaden.
- Thüringen Forst (2010): Thüringer Forsteinrichtungsanweisung und Anweisung zur Fortschreibung der Waldbiotopkartierung für den Staats- und Körperschaftswald 2010 (FA 2010). Thüringen Forst.
- Tiernan, D., Nieuwenhuis, M. (2005): Financial optimisation of forest-level harvest scheduling in Ireland; A case study. *Journal of Forest Economics*, 11: 21–43.
- Tschacha, K., Walter, H. S. (2009): Globale Trends und ihre Auswirkungen auf die Unternehmensstrategie der Bayerischen Staatsforsten. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 160: 384–392.
- Umweltbundesamt (Hrsg.) (2002): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland; Die Zukunft dauerhaft umweltgerecht gestalten. Erich Schmidt, Berlin.
- UN (United Nations) (1999): Agenda 21; Programme of action for sustainable development; Rio declaration on environment and development; statement of forest principles; the final text of agreements negotiated by governments at the United Nations Conference on Environment and Development (UNCED), 3 - 14 June 1992, Rio de Janeiro, Brazil. Conference on Environment and Development. Department of Public Information United Nations, Geneva.
- UNECE und FAO (United Nations Economic Commission for Europe, Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2000): Forest resources of Europe, CIS, North America, Australia, Japan and New Zealand (TBFRA-2000); UN-ECE/FAO contribution to the Global Forest Resources Assessment 2000; main report. Geneva Timber and Forest Study Papers, 17. United Nations, New York and Geneva.
- Usbeck, T., Wohlgemuth, T., Pfister, C., Volz, R., Beniston, M., Dobbertin, M. (2009): Wind speed measurements and forest damage in Canton Zurich (Central Europe) from 1891 to winter 2007. *International Journal of Climatology*, 30: 347–358.
- Vogt, M. (2012): Konzept Nachhaltigkeit. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 67: 4–9.
- Volz, K.-R. (2000): Zur Rolle des Staaswaldes in unserer Gesellschaft. *Forst und Holz*, 55: 550–552.
- Volz, K.-R. (2006): "Prinzip Nachhaltigkeit"; Ein Beitrag zum Umgang mit konstruierten Idealbildern. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 61: 1154–1157.
- Wagner, J. E. (2012): Forestry economics; A managerial approach. Routledge textbooks in environmental and agricultural economics, 3. Routledge, Abingdon, Oxon.

- Wagner, S. (2010): Mögliche Waldbauverfahren bei Klimawandel. Vortrag anlässlich der Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung am 07.10.2010, Juliusruh auf Rügen.
- WBGU (German Advisory Council on Global Change) (1996): Welt im Wandel; Wege zur Lösung globaler Umweltprobleme. Jahresgutachten 1995. Springer, Berlin [u.a.].
- WCED (World Commission on Environment and Development) (1987): Our common future. Oxford paperbacks. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Weber-Blaschke, G., Mosandl, R., Faulstich, M. (2005): History and mandate of sustainability; From local forestry to global policy. In: Wilderer, P. A., Schroeder Edward D., Kopp, H. (Hrsg.): Global sustainability. The impact of local cultures. A new perspective for science and engineering, economics and politics. Wiley-VCH, Weinheim: 5–19.
- Weintraub, A., Romero, C. (2006): Operations research models and the management of agricultural and forestry resources; A review and comparison. *Interfaces*, 36: 446–457.
- Wetton, E. A. F. (1977): Variations in implementing sustained-yield forestry in Canada – British Columbia. *The Forestry Chronicle*, 53: 26–32.
- Wiersum, K. F. (1995): 200 years of sustainability in forestry; Lessons from history. *Environmental Management*, 19: 321-329.
- Wilkie, M. L., Holmgren, P., Castañeda, F. (2003): Sustainable forest management and the ecosystem approach; Two concepts, one goal. Forestry Department, Food and Agriculture Organization of the United Nations. Food and Agriculture Organization, Forest Resources Development Service, Rome.
- Winkel, G. (2006): Waldnaturschutzpolitik in Deutschland; Bestandsaufnahme, Analysen und Entwurf einer Story-Line. Dissertation. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Freiburg im Breisgau.
- Wöhe, G., Döring, U. (2005): Einführung in die Allgemeine Betriebswirtschaftslehre. Vahlens Handbücher der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften. Vahlen, München.
- Yousefpour, R., Jacobsen, J. B., Thorsen, B. J., Meilby, H., Hanewinkel, M., Oehler, K. (2012): A review of decision-making approaches to handle uncertainty and risk in adaptive forest management under climate change. *Annals of Forest Science*, 69: 1–15.
- Zeitverlag Gerd Bucerius (Hrsg.) (2005): Das Lexikon mit dem Besten aus der Zeit. Zeitverlag Gerd Bucerius, Hamburg.
- Zivnuska, J. A. (1949): Commercial forestry in an unstable economy. *Journal of Forestry*, 47: 4–13.

Zürcher, U. (1965): Die Idee der Nachhaltigkeit unter spezieller Berücksichtigung der Gesichtspunkte der Forsteinrichtung. Dissertation. *Beihefte der Schweizer Zeitschrift für Forstwesen*, 41: 91–218.



## 10. Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1: Verfahren der Forstbetriebsplanung im Überblick. Die rot hinterlegten Verfahren werden in der forstlichen Praxis in Deutschland angewendet. Die blaue Markierung zeigt die methodische Erweiterung im Rahmen der Dissertation an. Abbildung verändert nach Knoke *et al.* (2012). ..... 10
- Abbildung 2: Gliederung von Entscheidungsunterstützungssystemen überwiegend aus der Unternehmensforschung für die forstliche Ertragsplanung. Folgt man den fettgedruckten Begriffen durch die Spalten, gelangt man zu den blau hinterlegten Methoden, die im Rahmen der Dissertation angewendet werden. Die Übersicht basiert auf Hadelor und Winter (2000), Boyland *et al.* (2005), Mendoza (2005), Kangas *et al.* (2008), Bettinger *et al.* (2009) und Knoke *et al.* (2012). ..... 13
- Abbildung 3: Dateninput und Abfolge der Datenprozessierung für betriebliche Optimierungen mit dem MS Excel<sup>®</sup>-Optimierungsblatt „Excel Hausham“ und „YAFO-A“ (verändert und ergänzt nach Hahn [2012]). ..... 29
- Abbildung 4: Flächenverteilung nach Altersklassen und Baumarten für den Forstbetrieb der Gemeinde Hausham zum Startzeitpunkt der Optimierung. Die gestrichelte graue Linie zeigt die Altersklassenverteilung eines „normal“ aufgebauten Forstbetriebs mit einer Umtriebszeit von 120 Jahren, wie sie im Forstbetriebsplan für Hausham angegeben ist. Oben rechts ist die Baumartenverteilung für den gesamten Forstbetrieb eingeblendet. .... 31
- Abbildung 5: Flächenverteilung des Forstbetriebs Zusmarshausen nach Altersklassen und Baumarten. Im Kreisdiagramm oben rechts ist die Baumartenverteilung für den gesamten Forstbetrieb angegeben (BaySF, 2009, S. 19). ..... 33
- Abbildung 6: Darstellung der Konzepte des absoluten und des relativen Value-at-Risk am Beispiel einer Dichtefunktion (verändert nach Kremers [2002], Musshoff und Hirschauer [2010] und Hull [2011]). ..... 42
- Abbildung 7: Darstellung forstlicher Entscheidungen als Raum-Zeit-Kontinuum, das durch die Zuordnung von Bestandesflächen zu Maßnahmen und Zeitpunkten definiert wird. Hier ist eine Planung über sechs Perioden mit einer Länge von je fünf Jahren dargestellt. .... 44
- Abbildung 8: Überlebenswahrscheinlichkeit für die vier unterschiedenen Bestandestypen. Es wurden drei Straten für Bestände mit führender Fichte ausgeschieden: ‚Fi rein‘ für Bestände mit nahezu 100% Fichte, während ‚Fi wMisch‘ Fichten-Bestände mit einem Fichtenanteil von 80-99,9% und ‚Fi vMisch‘ führende Fichtenbestände mit einem Fichtenanteil unter 80% umfasst. Die gezeigten Kurven weichen von der bei Griess *et al.* (2012) angegebenen Baseline-Funktion ab, da die Standortfaktoren auf die Haushammer Verhältnisse angepasst wurden. Das Stratum ‚Lbh‘ fasst alle Laubholz-Misch- und -Reinbestände zusammen; für dieses Stratum wurde eine Auswertung der Buchendaten der rheinland-pfälzer Waldzustandserhebung von Härtl am Fachgebiet für Waldinventur und

nachhaltige Nutzung der TUM in Anlehnung an Griess <i>et al.</i> (2012) durchgeführt (siehe dazu Hahn <i>et al.</i> [2014]).....	50
Abbildung 9: Unterscheidung wichtiger Begriffe der Entscheidungstheorie nach Grünig und Kühn (2005).....	56
Abbildung 10 & Abbildung 11: Preisverläufe für das Sortiment Fichte L B über der Zeit (Perioden) für die Holzpreisszenarien 1 und 2.....	59
Abbildung 12 & Abbildung 13: Preisverläufe für das Sortiment Fichte L B über der Zeit (Perioden) für die Holzpreisszenarien 3 und 4.....	59
Abbildung 14: Genese englischer Fachbegriffe im Kontext forstlicher Nachhaltigkeit. Die Größe der Pfeile ist abhängig davon, wie sehr die Konzepte aus hiesiger Sicht auf nachfolgende Auslegungen ausgestrahlt haben. Abbildung übernommen aus Hahn und Knoke (2010). .....	66
Abbildung 15: Die Inhalte nachhaltiger Forstwirtschaft müssen unter den Anspruchsgruppen für einen bestimmten räumlichen und zeitlichen Rahmen ausgehandelt werden. Die Schwerpunkte der berücksichtigten Interessen haben sich von einer forstbetrieblichen Langfristsperspektive zu einer regionalen bis globalen, kurzfristigeren Perspektive verschoben (Verschiebung von der roten Ellipse hin zu dem gestrichelten Kreis). Eine umfassende forstliche Nachhaltigkeit analog der Definition einer nachhaltigen Entwicklung nach der Brundtland-Kommission (WCED, 1987) ist im rechten oberen Eck der Abbildung verortet. Verändert nach Hahn und Knoke (2010; 2013b).....	68
Abbildungen 16.1 bis 16.3: Verlauf der Holznutzungen über den Planungsperioden, wie sie sich aus der Optimierung für risikoneutrale bis stark risikoaverse Waldbesitzer für die drei Testbetriebe ergeben. Abkürzungen: Max. = Maximierung, NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme. ....	74
Abbildungen 17.1 bis 17.3: Abweichung des mittleren Nutzungssatzes, der mittleren Deckungsbeiträge und der zugehörigen Standardabweichungen ( $S_x$ ) optimierter Ertragsplanungen für die drei Testbetriebe im Fall von schwach (Maximierung des Risikonutzens; Max. CE) und stark (Maximierung des VaR der Barwertsumme; Max. VaR) risikomeidenden Waldbesitzern von einer Planung für risikoneutrale Waldbesitzer in Prozent.....	78
Abbildungen 18.1 bis 18.3: Entwicklung der Durchschnittsvorräte für die Testbetriebe, wie sie sich aus der Optimierung für risikoneutrale bis stark risikomeidende Waldbesitzer ergeben. Abkürzungen: Max. = Maximierung, NPV = Barwertsumme, CE= Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme. ....	84
Abbildungen 19.1 und 19.2: Verlauf der Holznutzungen über die Planungsperioden für den Forstbetrieb Hausham. Die Holznutzungen ergeben sich aus Ertragsoptimierung für risikoneutrale und schwach sowie stark risikomeidende Waldbesitzer bei einem Zins von 1,5% (links) und 2% (rechts). ....	87
Abbildung 20: Flächenanteile nach Altersklassen für die Testbetriebe zum Beginn und nach einer Planung für die Maximierung der Barwertsumme. ....	90

## 11. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Suchworte und Wortkombinationen der Literaturrecherche.....	28
Tabelle 2: Wichtige betriebliche Kennziffern des Forstbetriebs Hausham (Keler und Bieg, 1999; BMELV, 2005a).....	32
Tabelle 3: Baumartenzusammensetzung des Forstbetriebs Hausham nach Flächen und Volumenprozent (verändert nach Hahn <i>et al.</i> [2014]).....	32
Tabelle 4: Wichtige betriebliche Kennziffern der Bestandesstraten des Forstbetriebs Zusmarshausen, die in die Untersuchung einbezogen wurden (BaySF, 2009).....	34
Tabelle 5: Annahmen für die Herleitung von Deckungsbeiträgen.....	48
Tabelle 6: Variationskoeffizienten der diskontierten Deckungsbeiträge von Eingriffen nach Alter und Bestandestyp. Die Werte der Tanne wurden aufgrund des hohen Tannenanteils im Forstbetrieb Hausham ausgewiesen.....	51
Tabelle 7: Beispiel einer Korrelationsmatrix, bei der die Korrelationen in Abhängigkeit von der führenden Baumart und dem Bestandesalter zugewiesen wurden. Es handelt sich um einen Auszug der Korrelationsmatrix aus der ersten Periode (t+5 Jahre) für den Forstbetrieb Hausham.....	53
Tabelle 8: Beschreibung der in Orientierung an Buongiorno <i>et al.</i> (2011) entwickelten Holzpreisszenarien für den 30-jährigen Planungszeitraum.....	58
Tabelle 9: Englische Fachbegriffe im Kontext einer nachhaltigen Forstwirtschaft auf Basis von Hahn und Knoke (2010), mit Ergänzungen durch Heske (1931), zitiert nach Kotschwar (1949). Die Darstellung von Hahn und Knoke (2010) basiert auf Quellen von Holling (1978), Kant (2004), Pearce <i>et al.</i> (2003), Wilkie <i>et al.</i> (2003), Bormann <i>et al.</i> (2007) und Bolte <i>et al.</i> (2009).....	64
Tabelle 10: Reihenfolge der Forstbetriebe für die Ergebnisdarstellung.....	72
Tabelle 11: P-Werte eines Chi-Quadrat-Tests zum Vergleich der mittleren periodischen Holznutzungen und Deckungsbeiträge mit einer Gleichverteilung über den Zeitraum von 25 Jahren für die drei Testbetriebe bei einem Zins von 1,5%. Abkürzungen: Max. = Maximierung, NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.....	75
Tabellen 12.1 bis 12.3: Summarische Kennzahlen zur Intensität und zeitlichen Verteilung des Holzeinschlags in den drei Testbetrieben. Abkürzungen: NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.....	80
Tabelle 13: Variationskoeffizienten für die mittleren jährlichen Holznutzungen und Deckungsbeiträge über den Zeitraum von 25 Jahren für Ertragsplanungsoptimierungen unter den drei verwendeten Zielfunktionen und für die drei Testbetriebe bei einem Zins	

von 1,5%. Abkürzungen: NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.....	81
Tabelle 14: Vergleich der Barwerte und deren Streuung als Ergebnis aus der finanziellen Optimierung mit den drei untersuchten Zielfunktionen für die Forstbetriebe Hausham, Zusmarshausen und Hausham mit ausgeglichenen Altersklassen bei einem Zins von 1,5%. Die Zahlen in runden Klammern geben die absoluten Werte an. Abkürzungen: NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.....	83
Tabelle 15: Übersicht der Ergebnistrends bei finanziell optimierten Ertragsplanungen für risikoneutrale bis stark risikomeidende Waldbesitzer. Abkürzungen: Max. = Maximierung, NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme. ....	85
Tabelle 16: Variationskoeffizienten der mittleren jährlichen Holznutzungen und Deckungsbeiträge über den Zeitraum von 25 Jahren, sowie der Barwertsummen bei einer Optimierung der drei Testbetriebe mit den drei verwendeten Zielfunktionen bei Zinssätzen von 1,5% und 2%. Zudem sind die jeweiligen Barwertsummen angegeben. Abkürzungen: NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme. ..	87
Tabelle 17: P-Werte eines Chi-Quadrat-Tests zum Vergleich der mittleren periodischen Holznutzungen mit einer Gleichverteilung für die drei untersuchten Forstbetriebe und Zielfunktionen. Als reale Werte dienten die Resultate aus der jeweiligen Optimierung; als erwartete Werte wurde eine Gleichverteilung der Flächen für die jeweilige Umtriebszeit unterstellt. Abkürzungen: Max. = Maximierung, NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme. ....	89
Tabelle 18: P-Werte eines Chi-Quadrat-Tests zum Vergleich der Altersklassenflächen mit einer Gleichverteilung für die drei untersuchten Forstbetriebe und Zielfunktionen. Als reale Werte dienten die Resultate aus der jeweiligen Optimierung; als erwartete Werte wurde eine Gleichverteilung der Flächen für die jeweilige Umtriebszeit unterstellt. Abkürzungen: Max. = Maximierung, NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme; t+0 = Ausgangssituation, t+30 = Situation zum Ende des Planungszeitraums. ....	91
Tabelle 19: Variationskoeffizienten der mittleren jährlichen Holznutzungen und Deckungsbeiträge über den Zeitraum von 25 Jahren bei einer Optimierung der drei Testbetriebe mit den drei verwendeten Zielfunktionen bei verschiedenen Holzpreisszenarien: 1 = Stamm- und Industrieholzpreise steigend, 2 = Stammholzpreis steigend, Industrieholzpreis fallend, 3 = Stammholzpreis fallend, Industrieholzpreis steigend, 4 = Stamm- und Industrieholzpreis fallend (zu den Holzpreisszenarien im Einzelnen Tabelle 8). Angegeben sind auch die Barwertsummen der Varianten. Abkürzungen: NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme. ....	94
Tabelle 20: P-Werte eines Chi-Quadrat-Tests zum Vergleich der Altersklassenflächen mit einer Gleichverteilung für die drei untersuchten Forstbetriebe und Zielfunktionen. Als reale Werte dienten die Resultate aus den Optimierungen unter Annahme der	

Holzpreisszenarien: 1 = Stamm- und Industrieholzpreise steigend, 2 = Stammholzpreis steigend, Industrieholzpreis fallend, 3 = Stammholzpreis fallend, Industrieholzpreis steigend, 4 = Stamm- und Industrieholzpreis fallend (s. o. zu Tabelle 8). Als erwartete Werte wurden die mittleren Holznutzungen des Betrachtungszeitraumes gewählt.

Abkürzungen: Max. = Maximierung, NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme..... 95



**ANHANG**



---

## Liste weiterer Publikationen des Autors

### *Beiträge mit Begutachtung*

#### **Zeitschriftenbeiträge**

- Härtl, F., Hahn, A., Knoke, T. (2013): Risk-sensitive planning support for forest enterprises; The YAFO model. *Computers and Electronics in Agriculture*, 94: 58-70.
- Härtl, F., Hahn, A., Knoke, T. (2010): Integrating neighbourhood effects in the calculation of optimal final tree diameters. *Journal of Forest Economics*, 16: 179-193.
- Hildebrandt, P., Kirchlechner, P., Hahn, A., Knoke, T., Mujica, H. R. (2010) Mixed species plantations in Southern Chile and the risk of timber price fluctuation. *European Journal of Forest Research*, 129: 935-946.
- Knoke, T., Hahn, A., Schneider, T. (2010): Linking inventory and forest optimisation; Information and decision-making in forest management. *European Journal of Forest Research*, 129: 771-775.
- Knoke, T., Hahn, A. (2007): Baumartenvielfalt und Produktionsrisiken: Ein Forschungseinblick und –ausblick. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 158: 312-322.

#### **Buchbeiträge**

- Nürnberger, K., Hahn, A., Rößiger, J., Knoke, T. (2014): Auswirkungen der Steuervergünstigung für außerordentliche Holznutzungen auf die Wahl waldbaulicher Alternativen; Eine Simulationsstudie aus der Sicht eines risikomeidenden Entscheiders. In: Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V., Band 49: Wie viel Markt und wie viel Regulierung braucht eine nachhaltige Agrarentwicklung? Landwirtschaftsverlag Münster: 237-245.
- Knoke, T., Hahn, A. (2013): Global Change and the Role of Forests in Future Land-Use Systems. In: Matyssek, R., Clarke, N., Cudlin, P., Mikkelsen, T. N., Tuovinen, J.-P., Wieser, G., Paoletti, E. (Hrsg.): Climate change, air pollution and global challenges. Understanding and perspectives form forest research. *Developments in Environmental Science* 13, Elsevier, Amsterdam: 569-588.

## ***Beiträge ohne Begutachtung***

### **Bücher und Buchbeiträge**

- Hahn, A., Clasen, C., Griess, V. C., Härtl, F., Hauk, S., Paul, C., Schneider, T., Wallner, A., Knoke, T. (Hrsg.) (2014): FChange 2014. Series of Conference Papers No 4. Center of Forestry Weihenstephan, Freising, 137 S.
- Knoke, T., Schneider, T., Hahn, A., Grieb, V. C., Rößiger, J. (2012): Forstbetriebsplanung als Entscheidungshilfe. Ulmer, Stuttgart, 408 S.
- Hahn, A., Knoke, T. (2010): Wie stellt sich die Forstwirtschaft auf extreme Wetterereignisse und Klimarisiken ein? In: Christen, O., Erhardt, G., Flessa, H., Latacz-Lohmann, U., Müller, J., Otte, A. (Hrsg.): Wie gehen wir mit Risiken um? Risiko und Risikomanagement in Agrarwirtschaft, Agrarpolitik und Agrarforschung. Agrar Spectrum, Band 43: 84-100.
- Hahn, A., Knoke, T., Schneider, T. (Hrsg.) (2008): LIFO 2008. Linking Forest Inventory and Optimization. Series of Conference Papers No. 3, Center of Forestry Weihenstephan, Freising, 117 S.
- Hildebrandt, P., Kirchlechner, P., Hahn, A., Knoke, T. (2008): Selección de especies frente al riesgo de fluctuaciones en los precios forestales: Consecuencias económicas para diferentes mezclas de Raulí y Pino Oregón en plantaciones de pradera. In: Mujica, R., Grosse, H., Müller-Using, B. (Hrsg.). Bosques Seminaturales. Una opción para la rehabilitación de bosques degradados. Impresores y Editores Austral S.A., Santiago de Chile: 135-165.

### **Zeitschriftenbeiträge**

- Hahn, A., Knoke, T. (2013): Angebot, Nachfrage und Nachhaltigkeit im Wald. *LWF Wissen*, Nr. 72: 123-127.
- Hahn, A., Knoke, T. (2013): Angebot, Nachfrage und Nachhaltigkeit im Wald; Was hilft ein noch besserer Wald-Zustand in Deutschland, wenn als Ersatz nicht so schonend produziertes Holz importiert wird? *Holz-Zentralblatt*, 139: 530-531.
- Hahn, A., Schall, J. (2013): Kosten von Naturschutzauflagen für Waldeigentümer; Bewertungsbeispiele für Mindestvorrat und Flächenstilllegung. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 68: 8-11.
- Hahn, A. (2012): Finanzielle Optimierung und Integration von Risiken; Neue Optimierungstechniken in der Forstbetriebsplanung. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 67: 9-12.
- Hahn, A., Knoke, T. (2012): Vom Sparbuch zum Risikopapier? *LWF aktuell*, Nr. 91: 24-28.

- Hahn, A., Knoke, T. (2012): Waldeigentum und Risiko; Vom Waldsparbuch zum Risikopapier? *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 67: 27-30.
- Hahn, A. (2011): Können Vorsicht und Verzicht zur Gefahr werden? *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 66: 11-13.
- Spangenberg, A., Hahn, A., Eltrop, L., Wern, B. (2011): Neuer Umgang Russlands mit Nachwachsenden Rohstoffen; Könnte die Region Tomsk zum Exempel werden? *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 66: 12-13.
- Hahn, A. (2010): Wie genau soll man bei Waldinventuren messen? *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 65: 13-15.
- Kölling, C., Beinhofer, B., Hahn, A., Knoke, T. (2010): Wie soll die Forstwirtschaft auf neue Risiken im Klimawandel reagieren? *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 65:18-22.
- Hahn, A. (2009): Gedanken zu den Zielgrößen forstlicher Nachhaltigkeit; Worauf kommt es an: Euro oder Fm? *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 64: 1143-1144.
- Beinhofer, B., Hahn, A., Englert, J., Knoke, T. (2009): Wie wachsen Mittelwaldeichen? *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 64: 299-301.
- Hahn, A., Huss, J., Knoke, T., Mosandl, R. (2009): Der Fichtendurchforstungsversuch Freising; Augenfällige Ergebnisse und rationale Schlussfolgerungen. *LWF aktuell*, Nr. 68: 18-20.
- Wurm, J., Clasen, C., Hahn, A., Knoke, T. (2009): Szenariorechnungen zu den Auswirkungen von Durchforstungen; Die Unterstützung der Privat- und Kommunalwaldberatung in Bayern. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 64: 1155-1156.
- Hahn, A. (2008): Zum Begriff der forstlichen Nachhaltigkeit. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 63: 902-904.
- Hahn, A. (2008): Wälder für Generationen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 159: 249-250.
- Clasen, C., Hahn, A., Knoke, T. (2008): Ein neuer Ansatz zur finanziellen Bewertung. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 63: 908-909.
- Hahn, A. (2007): Mischungseffekte von Baumarten in halbnatürlichen Wäldern Mittelchiles. *Allgemeine Forst Zeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltvorsorge*, 62: 122-124.

Moog, M., Hahn, A. (2003): Konzentration in der deutschen Holzwirtschaft. *Holz-Zentralblatt*, 98: 1426-1427.

### **Sonstige Veröffentlichungen**

Wu, P.-L., Hahn, A., Härtl, F., Knoke, T. (2014): Calculation of potential resource quantities for competing timber uses in Bavaria; An application of the Onion Model. In: Hahn, A., Clasen, C., Griess, V. C., Härtl, F., Hauk, S., Paul, C., Schneider, T., Wallner, A., Knoke, T. (Hrsg.) (2014): FChange 2014. Series of Conference Papers No 4. Center of Forestry Weihenstephan, Freising: 24.

Hahn, A. (2013): Nachhaltigkeit hat Vorrang. *Süddeutsche Zeitung* vom 02.01.2013, Regionalteil Landkreis Freising, S. R8.

Hahn, A. (2012): Optimierung von Forstbetriebsplänen mit Zielfunktionen für risikoaverse Entscheidungsträger; Einschlagsfolge und Nutzungsmengen unter verschiedenen Szenarien. In: Moog, M.: Tagungsband zum 44. Forstökonomischen Kolloquium vom 17. bis 19. September 2012 an der Technischen Universität München, Freising: 3.

Hahn, A., Knoke, T. (2012a): Zwischen Kontinuität und Anpassungsfähigkeit; Forstbetriebsplanung für eine nachhaltige Forstwirtschaft. In: Moog, M.: Wald – Umwelt – Energie; Tagungsband zur 12. Forstwissenschaftlichen Tagung an der Technischen Universität München vom 19. bis 22. September 2012. J. D. Sauerländer's, Bad Orb: 104.

Hahn, A., Knoke, T. (2012b): Zwischen Kontinuität und Anpassungsfähigkeit; Forstbetriebsplanung für eine nachhaltige Forstwirtschaft. In: Hemmer, I., Müller, M., Trappe, M. (2012): Rio+20; Nachhaltigkeit neu denken? Abstractband. Katholische Universität Eichstätt-Ingolstadt: 35.

Hahn, A., Knoke, T. (2010): Anpassung an Ungewisses? Flexibilität als Kriterium nachhaltiger Waldwirtschaft. In: Anonymus (Hrsg.): Forstwissenschaften; Grundlage nachhaltiger Waldbewirtschaftung. Forstwissenschaftliche Tagung, 22. bis 24. September 2010 an der Georg-August-Universität Göttingen. Cuvillier Verlag Göttingen: 21.

Hahn, A., Kölling, C., Beinhofer, B., Knoke, T. (2010): Wer streut, rutscht nicht! Flexibilität für unsichere Zeiten. In: Forstwissenschaften; Grundlage nachhaltiger Waldbewirtschaftung. Forstwissenschaftliche Tagung, 22. bis 24. September 2010 an der Georg-August-Universität Göttingen. Cuvillier Verlag Göttingen: 189.

Hahn, A. (2009): Adaption to uncertainty: sustainable forest management and intergenerational justice. In: Anonymus (Hrsg.): Book of Abstracts; 23 rd European Conference on Operational Research. Bonn 2009: 46.

Hahn, A. (2008): Towards sustainable management: How to implement the precautionary approach. In: Hahn, A., Knoke, T., Schneider, T. (Hrsg.): LIFO

2008. Linking Forest Inventory and Optimization. Series of Conference Papers No. 3, Center of Forestry Weihenstephan, Freising: 105.

Hahn, A. (2007): Mischbestandseffekte in semi-naturalen Wiesenaufforstungen Mittelchiles. In: Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Waldbau (Hrsg.): Ökologie der Wald-Verjüngung; Beiträge zur Jahrestagung vom 18.-19. September 2006 in Tharandt. Technische Universität Dresden: 56-63.



## **Detaillierte Ergebnisse der Ertragsoptimierungen**

**Anhang 1: Naturale und finanzielle Kennzahlen optimierter Ertragsplanungen für den Forstbetrieb Hausham für die drei untersuchten Zielfunktionen bei einem Zins von 1,5%. Zahlen in Klammern geben das prozentuale Verhältnis zum Ergebnis der Maximierung der Barwertsumme an. Abkürzungen: NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.**

Zielfunktion: Maximierung des	Start	Periode 1 (Jahre 1-5)	Periode 2 (Jahre 6-10)	Periode 3 (Jahre 11-15)	Periode 4 (Jahre 16-20)	Periode 5 (Jahre 21-25)	Periode 6 (Jahre 26-30)	Mittelwert	Standard- abweichung	Spanne [Min / Max]
NPV	440	272	219	188	174	97	117	20,2	±13,1	8,3 / 42,0
	-	42,0	17,2	12,3	8,3	21,2	-	20,2	±13,1	8,3 / 42,0
	-	2.107	857	592	385	1.064	-	1.001	±670	385 / 2.107
CE	440	322	253	199	174	146	164 (140%)	18,6 (92%)	±8,8 (67%)	10,7 / 32,4
	-	32,4	21,1	17,3	10,7	11,5	-	18,6 (92%)	±8,8 (67%)	10,7 / 32,4
	-	1.586	1.059	863	510	552	-	914 (91%)	±439 (65%)	510 / 1.586
VaR	440	385	349	311	277	240	253 (216%)	16,0 (79%)	±2,5 (19%)	14,1 / 20,2
	-	20,2	16,2	15,4	14,1	14,2	-	16,0 (79%)	±2,5 (19%)	14,1 / 20,2
	-	922	770	732	675	676	-	755 (75%)	±102 (15%)	675 / 922

**Anhang 2: Naturale und finanzielle Kennzahlen optimierter Ertragsplanungen für den Forstbetrieb Zusmarshausen (BaySF) für die drei untersuchten Zielfunktionen bei einem Zins von 1,5%. Zahlen in Klammern geben das prozentuale Verhältnis zum Ergebnis der Maximierung der Barwertsumme an. Abkürzungen: NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.**

Spanne [Min / Max]			12,9 / 24,7	577 / 1.084		13,4 / 23,2	583 / 1.017		13,0 / 16,7	486 / 712
Standard- abweichung			±5,0	±228		±4,2 (83%)	±193 (85%)		±1,7 (3,4%)	±106 (46%)
Mittelwert			18,0	743		17,7 (98%)	728 (98%)		15,2 (84%)	594 (80%)
			<i>Ø jährliche Holznutzung [m³/ha/a]</i>	<i>Ø jährl. Deckungs- beitrag [€/ha/a]</i>		<i>Ø jährliche Holznutzung [m³/ha/a]</i>	<i>Ø jährl. Deckungs- beitrag [€/ha/a]</i>		<i>Ø jährliche Holznutzung [m³/ha/a]</i>	<i>Ø jährl. Deckungs- beitrag [€/ha/a]</i>
Periode 6 (Jahre 26-30)	184	-	-	-	193 (105%)	-	-	273 (148%)	-	-
Periode 5 (Jahre 21-25)	176	12,9	577	186	13,4	596	284	16,6	712	
Periode 4 (Jahre 16-20)	221	24,7	1.084	233	23,2	1.017	336	16,7	685	
Periode 3 (Jahre 11-15)	306	15,0	577	309	15,1	583	372	13,0	486	
Periode 2 (Jahre 6-10)	333	15,6	601	337	15,7	606	383	15,6	596	
Periode 1 (Jahre 1-5)	359	21,9	874	363	21,0	840	405	13,8	489	
Start	410	-	-	410	-	-	410	-	-	-
Zielfunktion: Maximierung des	NPV	<i>Holzvorrat zum Periodenende [m³/ha]</i>								
		<i>Ø jährliche Holznutzung in Periode ... [m³/ha/a]</i>								
		<i>Ø jährlicher Deckungs- beitrag in Periode ... [€/ha/a]</i>								
CE	NPV	<i>Holzvorrat zum Periodenende [m³/ha]</i>								
		<i>Ø jährliche Holznutzung in Periode ... [m³/ha/a]</i>								
		<i>Ø jährlicher Deckungs- beitrag in Periode ... [€/ha/a]</i>								
VaR	NPV	<i>Holzvorrat zum Periodenende [m³/ha]</i>								
		<i>Ø jährliche Holznutzung in Periode ... [m³/ha/a]</i>								
		<i>Ø jährlicher Deckungs- beitrag in Periode ... [€/ha/a]</i>								



Anhang 4: Naturale und finanzielle Kennzahlen optimierter Ertragsplanungen für den Forstbetrieb Hausham für die drei untersuchten Zielfunktionen bei einem Zins von 2%. Zahlen in Klammern geben das prozentuale Verhältnis zum Ergebnis der Maximierung der Barwertsumme an. Abkürzungen: NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.

Zielfunktion: Maximierung des	Start	Periode 1 (Jahre 1-5)	Periode 2 (Jahre 6-10)	Periode 3 (Jahre 11-15)	Periode 4 (Jahre 16-20)	Periode 5 (Jahre 21-25)	Periode 6 (Jahre 26-30)	Mittelwert	Standard- abweichung	Spanne [Min / Max]
NPV	Holzvorrat zum Periodenende [m <sup>3</sup> /ha]	440	141	120	123	85	109			
	Ø jährliche Holznutzung in Periode ... [m <sup>3</sup> /ha/a]	-	10,8	8,7	3,8	13,7	-	19,5	±23,3	3,8 / 60,7
	Ø jährlicher Deckungs- beitrag in Periode ... [€/ha/a]	-	515	410	154	666	-	975	±1.218	154 / 3.128
CE	Holzvorrat zum Periodenende [m <sup>3</sup> /ha]	440	203	146	123	82	103 (117%)			
	Ø jährliche Holznutzung in Periode ... [m <sup>3</sup> /ha/a]	-	25,1	17,1	9,2	12,9	-	20,4 (104%)	±11,3 (48%)	9,2 / 37,6
	Ø jährlicher Deckungs- beitrag in Periode ... [€/ha/a]	-	1.276	847	437	629	-	1.012 (104%)	±572 (47%)	437 / 1.869
VaR	Holzvorrat zum Periodenende [m <sup>3</sup> /ha]	440	320	266	223	187	202 (170%)			
	Ø jährliche Holznutzung in Periode ... [m <sup>3</sup> /ha/a]	-	19,1	18,1	14,9	13,4	-	17,6 (90%)	±3,7 (16%)	13,4 / 22,7
	Ø jährlicher Deckungs- beitrag in Periode ... [€/ha/a]	-	931	885	727	643	-	849 (87%)	±165 (14%)	643 / 1.058



**Anhang 6: Naturale und finanzielle Kennzahlen optimierter Ertragsplanungen für den kommunalen Forstbetrieb Hausham mit ausgeglichener Altersklassenstruktur für die drei untersuchten Zielfunktionen bei einem Zins von 2%. Zahlen in Klammern geben das prozentuale Verhältnis zum Ergebnis der Maximierung der Barwertsumme an. Abkürzungen: NPV = Barwertsumme, CE = Risikonutzen, VaR = Value-at-Risk der Barwertsumme.**

Zielfunktion: Maximierung des	Start	Periode 1 (Jahre 1-5)	Periode 2 (Jahre 6-10)	Periode 3 (Jahre 11-15)	Periode 4 (Jahre 16-20)	Periode 5 (Jahre 21-25)	Periode 6 (Jahre 26-30)	Mittelwert	Standard- abweichung	Spanne [Min / Max]
<i>Holzvorrat</i> zum Periodenende [m <sup>3</sup> /ha]	244	218	231	232	241	212	234			
<i>Ø jährliche Holznutzung</i> in Periode ... [m <sup>3</sup> /ha/a]	-	15,4	7,0	9,5	8,0	14,8	-	10,9	±3,9	7,0 / 15,4
<i>Ø jährlicher Deckungs- beitrag</i> in Periode ... [€/ha/a]	-	659	263	401	320	637	-	456	±200	263 / 659
<i>Holzvorrat</i> zum Periodenende [m <sup>3</sup> /ha]	244	229	235	232	241	212	234			
<i>Ø jährliche Holznutzung</i> in Periode ... [m <sup>3</sup> /ha/a]	-	13,4	8,5	10,3	8,0	14,8	-	11,0 (101%)	±3,0 (77%)	8,0 / 14,8
<i>Ø jährlicher Deckungs- beitrag</i> in Periode ... [€/ha/a]	-	553	340	447	320	637	-	459 (101%)	±136 (75%)	320 / 637
<i>Holzvorrat</i> zum Periodenende [m <sup>3</sup> /ha]	244	247	254	255	256	249	271			
<i>Ø jährliche Holznutzung</i> in Periode ... [m <sup>3</sup> /ha/a]	-	10,0	8,7	10,0	9,9	10,8	-	9,9 (91%)	±0,8 (19%)	8,7 / 10,8
<i>Ø jährlicher Deckungs- beitrag</i> in Periode ... [€/ha/a]	-	374	348	430	417	456	-	405 (89%)	±44 (24%)	348 / 456