

TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN

Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung

Die Wahl von Baumartenmischungen als forstökonomische Entscheidung unter Unsicherheit

-Bewertungsbeispiele aus der Waldwirtschaft in Chile-

Johannes Patrick Michael Hildebrandt

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. R. Matyssek

Prüfer der Dissertation:

1. Univ.-Prof. Dr. Th. F. Knoke
2. Univ.-Prof. Dr. M. Moog

Die Dissertation wurde am 29.09.2010 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 07.02.2011 angenommen.

„Die Zukunft war früher auch besser!“

Karl Valentin (1882-1948)

Die vorliegende Arbeit wurde am Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung der Technischen Universität München angefertigt und dankenswerterweise von der Deutschen Forschungsgemeinschaft durch das Projekt „Diversität und ökonomischer Erfolg“ (KN 586/4-1) finanziert. Das Projekt wurde in enger Kooperation mit dem chilenischen Instituto Forestal (INFOR) und der dortigen Arbeitsgruppe des Projektes *“Bosques seminaturales: Opción tecnológica para la rehabilitación de bosques nativos“* (Halbnatürliche Wälder: Eine technologische Alternative zur Sanierung von Naturwäldern) bearbeitet. Die einzelnen Publikationen dieser Arbeit beschäftigen sich mit den Möglichkeiten einer finanziellen Bewertung von Baumartenmischungen unter Berücksichtigung von Unsicherheiten.

Die Arbeit ist in zwei Teile untergliedert: Im Teil A werden in einer Synthese die wichtigen Einzelaspekte der vier in Teil B anliegenden Publikationen zusammengefasst. Darüber hinaus werden die Bewertungsansätze einer klassischen und einer robusten Worst-Case-Maximierung auf das Beispiel gemischter Pflanzungen in Chile übertragen und weitere Besonderheiten einer robusten Optimierung von Baumartenmischungen dargestellt. Im Teil A werden insbesondere folgende Themenkomplexe behandelt: a) Welche Möglichkeiten bietet die Übertragung finanzmarkttheoretischer Bewertungsansätze auf die Wahl von Baumartenmischungen? b) Wie wirkt sich eine Berücksichtigung von Ungewissheit auf die optimalen Baumartenanteile aus? c) Welcher Bewertungsansatz erscheint für die Wahl von Baumartenmischungen geeignet?

Teil B beinhaltet die vier dieser Arbeit zugrundeliegenden Publikationen: **Publikation 1** „Hildebrandt, P., Knoke, T. (2011) Investment decisions under uncertainty - A methodological review on forest science studies“ ist bei der Zeitschrift *Forest Policy and Economics* zur Veröffentlichung angenommen. **Publikation 2** „Knoke, T., Hildebrandt, P., Klein, D., Mujica, R., Moog, M., Mosandl, R. (2008) Financial compensation and uncertainty: using mean-variance rule and stochastic dominance to derive conservation payments for secondary forests“ wurde im *Canadian Journal of Forest Research* veröffentlicht. **Publikation 3** „Hildebrandt, P., Kirchlechner, P., Hahn, A., Knoke, T., Mujica, R. (2010) Mixed species plantations in Southern Chile and the risk of timber price fluctuation“ erschien im *European Journal of Forest Research* und **Publikation 4** „Hildebrandt, P. and Knoke, T. (2009) Optimizing the shares of native tree species in forest plantations with biased financial parameters“ wurde in der Zeitschrift *Ecological Economics* veröffentlicht.

INHALTSVERZEICHNIS

ZUSAMMENFASSUNG	I
ABSTRACT	V
RESUMEN	IX
TEIL A: SYNTHESE	1
1. Einleitung	1
1.1. Einführung in die Thematik	1
1.2. Ziel der Arbeit	4
1.3. Untersuchungsgegenstände und Vorgehen.....	4
2. Baumartenwahl unter Unsicherheit – Stand des Wissens.....	8
2.1. Forstliche Ausgangssituation in Chile	8
2.2. Studien zur Baumartenwahl unter Unsicherheit.....	13
2.3. Mit vorliegender Dissertation bearbeitete Forschungsfelder.....	16
2.3.1. Kleinflächige Mischungen	17
2.3.2. Unsicherheit der Risikoeinschätzung	19
3. Material und Methoden	22
3.1. Untersuchungsgebiete.....	22
3.1.1. Sekundärwald und Douglasien-Pflanzungen in Mittelchile	22
3.1.2. Mischungen aus Rauli und Douglasie in Südchile	23
3.1.3. Mischungen aus Fichte und Buche in Bayern	24
3.2. Datengrundlage	25
3.2.1. Sekundärwald und Douglasien-Pflanzungen in Mittelchile	25
3.2.2. Mischungen aus Rauli und Douglasie in Südchile	26
3.2.3. Mischungen aus Fichte und Buche in Bayern	29

3.3. Bewertungsansätze	31
3.3.1. Mittelwert-Varianz-Analyse	31
3.3.1.1. Sicherheitsäquivalent	34
3.3.1.2. Sharpe-Ratio	35
3.3.2. Stochastische Dominanz	36
3.3.3. Klassische Worst-Case-Maximierung	38
3.3.4. Robuste Worst-Case-Maximierung	39
4. Ergebnisse	42
4.1. Vergleich von Sekundärwald und Douglasien-Pflanzung	42
4.1.1. Mittelwert-Varianz-Analyse	43
4.1.2. Stochastische Dominanz	43
4.2. Optimierung der Baumartenanteile für Mischungen aus Rauli und Douglasie	45
4.2.1. Maximierung des Sicherheitsäquivalents	47
4.2.2. Sharpe-Ratio	49
4.2.3. Klassische Worst-Case-Maximierung	51
4.2.4. Robuste Worst-Case-Maximierung	52
4.3. Optimierung der Baumartenanteile für Mischungen aus Fichte und Buche	53
4.3.1. Klassische Worst-Case-Maximierung	53
4.3.2. Robuste Worst-Case-Maximierung	55
5. Diskussion	63
5.1. Prüfung der Hypothesen	63
5.2. Datengrundlage	66
5.3. Methodische Ansätze	68
5.3.1. Mittelwert-Varianz-Analyse	68
5.3.2. Stochastische Dominanz	71
5.3.3. Klassische und robuste Worst-Case-Maximierung	72
5.4. Einordnung in den wissenschaftlichen Kontext	75
5.4.1. Inhaltliche Einordnung	75
5.4.2. Methodische Einordnung	76

6. Schlussfolgerungen	78
6.1. Abschließende Betrachtung der Bewertungsansätze.....	78
6.2. Forschungsanregungen	80
6.3. Empfehlungen für die Forstpraxis.....	81
LITERATUR	83
TEIL B: LISTE DER PUBLIKATIONEN	93
Publikation 1.....	93
HILDEBRANDT, P. AND KNOKE, T., 2011. Investment decisions under uncertainty - A methodological review on forest science studies. Forest Policy and Economics 13, 1-15.	
Publikation 2.....	145
KNOKE, T., HILDEBRANDT, P., KLEIN, D., MUJICA, R., MOOG, M., MOSANDL, R., 2008. Financial compensation and uncertainty: using mean-variance rule and stochastic dominance to derive conservation payments for secondary forests. Canadian Journal of Forest Research 38, 3033-3046.	
Publikation 3.....	183
HILDEBRANDT, P., KIRCHLECHNER, P., HAHN, A., KNOKE, T., MUJICA, R., 2010. Mixed species plantations in Southern Chile and the risk of timber price fluctuation. European Journal of Forest Research 129, 935-946.	
Publikation 4.....	219
HILDEBRANDT, P. AND KNOKE, T., 2009. Optimizing the shares of native tree species in forest plantations with biased financial parameters. Ecological Economics 68, 2825-2833.	
DANKSAGUNG	251

Zusammenfassung

Forstliche Investitionsentscheidungen haben im Vergleich zu vielen anderen Anlagealternativen in der Regel sehr langfristigen Charakter. Aus diesem Grund spielen Unsicherheiten bei der Entscheidungsfindung eine zentrale Rolle. Neben der Unsicherheit über die zukünftigen Holzpreise können biophysikalische Risiken wie z.B. Sturmschäden zu Ertragsminderungen führen und die Investitionsrückflüsse deutlich beeinflussen. Werden einzelne Baumarten oder Bestände als Anlagealternativen behandelt, kann die Wahl von Baumartenmischungen als forstökonomische Entscheidung unter Unsicherheit betrachtet werden. Mit Hilfe finanzmarkttheoretischer Modelle lassen sich die finanziellen Effekte einer Mischung von Baumarten beschreiben und Entscheidungen über die optimale Mischung können getroffen werden. Im Rahmen dieser Arbeit wurden anhand von Bewertungsbeispielen aus der Waldwirtschaft in Chile verschiedene Modelle zur Optimierung der Baumartenmischung unter Unsicherheit getestet.

Zunächst wurden dazu in einer rückblickenden Studie verschiedene Bewertungsansätze aus dem Bereich der Wahrscheinlichkeitstheorie vorgestellt, welche sich grundsätzlich für eine Übertragung auf die Wahl von Baumartenmischungen eignen. Nach einer Zusammenfassung der jeweiligen Anwendungen im Hinblick auf forstwirtschaftliche Fragestellungen wurden sowohl positive als auch negative Aspekte der einzelnen Modelle diskutiert und letztendlich zwei Schwerpunkte als Entwicklungsbedarf herausgearbeitet, welche in der Folge eingehender behandelt wurden. Diese umfassen die Integration von möglichen Effekten einer Baumarteninteraktion bei kleinflächiger Mischung und die Berücksichtigung von Unsicherheiten über die Risikoeinschätzung, welche sich sowohl aus mangelhaften Informationen als auch aus möglichen zukünftigen Veränderungen ergeben können.

Die Thematik der Umwandlung eines Naturwaldes in einen Reinbestand einer raschwüchsigen, oftmals exotischen Baumart ist eine extreme Form der Baumartenwahl. Finanzielle Aspekte führen dazu, dass diese Entwicklung im internationalen Umfeld in der Vergangenheit weit vorangeschritten und oft nur durch gesetzliche Verbote oder finanzielle Ausgleichszahlungen für den Erhalt des Naturwaldes zu bremsen ist. Anhand des Beispiels eines Sekundärwaldes in Mittel-Chile und einer Aufforstung mit Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*, [Mirb.] Franco) wurden die Verteilungen möglicher Erträge dieser sich gegenseitig ausschließenden Alternativen simuliert. Die Verteilungen der Erträge des Sekundärwaldes basierten

auf Streuungen der Zuwächse sowie der Holzpreise der drei Hauptbaumarten Roble (*Nothofagus obliqua*, Mirb., BL.), Rauli (*Nothofagus alpina*, [Poepp. et Endl.] Oerst.) und Coigüe (*Nothofagus dombeyi*, [Mirb.] Oerst.), für die Simulation der Verteilungen der Erträge der Douglasien-Pflanzung wurden Werte aus einer früheren Studie übernommen. Mit Hilfe einer Mittelwert-Varianz-Analyse und der Stochastischen Dominanz wurden anschließend Bewertungen, welche die Unsicherheit der Erträge beider Alternativen berücksichtigen, durchgeführt und die Höhe möglicher Kompensationsbeträge wurde berechnet. Dabei konnte durch eine Bewertung anhand der Stochastischen Dominanz erster Ordnung (Annahme eines gewinnmaximierenden Investors) ein effizienter Kompensationsbetrag von 199 US\$/ha/a (bzw. 172 US\$/ha/a) bestimmt werden, welcher zur Deckung von 95% der Opportunitätskosten (bzw. 90%) ausreichend und jedoch deutlich geringer als der Maximalwert (375 US\$/ha/a) ist. Die Bewertung anhand der Stochastischen Dominanz zweiter Ordnung (Gewinnmaximierung und Risikoaversion) ergab einen deutlich geringeren Kompensationsbetrag von 113 US\$/ha/a. Die Berücksichtigung von Unsicherheiten führte also unter der Annahme eines risikoaversen Entscheidungsträgers zu einer erhöhten finanziellen Attraktivität des Sekundärwaldes.

Die finanzielle Optimierung von Baumartenmischungen wurde anschließend anhand eines Beispiels gemischter Aufforstungen aus der einheimischen Baumart Rauli und der Douglasie behandelt. Die ertragskundliche Datengrundlage dazu wurde in verschiedenen Forstbetrieben im südlichen Chile erhoben. Zunächst wurden auf Basis der Holzpreisfluktuation Verteilungen von Erträgen simuliert, welche eine Berücksichtigung von Zuwachsveränderungen (Rauli mit erhöhtem Zuwachs; Douglasie mit verringertem Zuwachs) bei kleinflächiger Mischung zuließen. Weitere Effekte von Baumarteninteraktionen (Veränderungen der Holzqualität und der Risiken biophysikalischer Schäden) konnten leider nicht berücksichtigt werden. Diese Verteilungen wurden anschließend herangezogen, um mit Hilfe einer Mittelwert-Varianz-Analyse optimale Mischungen beider Baumarten zu identifizieren. Die Resultate der Bewertungen anhand einer Maximierung des Sicherheitsäquivalents und der Sharpe-Ratio zeigten zunächst eine konträre Tendenz. Nur unter Annahme einer deutlich erhöhten Risikoaversion ergab die Maximierung des Sicherheitsäquivalents ähnlich hohe optimale Laubholzanteile wie die Maximierung der Sharpe-Ratio. Die Berücksichtigung von Zuwachsveränderungen bei kleinflächiger Mischung führte nach beiden Bewertungen zu einer Überlegenheit der blockweisen Mischung von Reinbeständen.

In einer weiteren Studie wurde zunächst der Ansatz einer klassischen Worst-Case-Maximierung und einer robusten Worst-Case-Maximierung anhand von Mischungen aus Buche (*Fagus sylvatica*, L.) und Fichte (*Picea abies*, [L.] H. Karst.) getestet. Dazu wurde ein Referenzdatensatz aus einer früheren Untersuchung verwendet. Die robuste Worst-Case-Maximierung berücksichtigt im Vergleich zur deterministischen Variante der klassischen Worst-Case-Maximierung eine mögliche Informationslücke in der Datengrundlage bzw. mögliche zukünftige Veränderungen und optimiert die Lösung im Hinblick auf negative Abweichungen. Anhand beider Modelle wurden optimale Mischungsanteile für 27 verschiedene Szenarien möglicher fehlerhafter Eingangswerte berechnet und anhand des Referenzdatensatzes auf ihre Variabilität und finanzielle Attraktivität getestet. Während die klassische Worst-Case-Maximierung sehr sensibel auf Veränderungen der Ausgangslage reagierte, war die Variabilität der Ergebnisse im Falle der robusten Optimierung deutlich geringer. Darüber hinaus erzielten die robusten Optimierungsergebnisse der verschiedenen Szenarien bei Übertragung auf den Referenzdatensatz durchschnittlich sowohl höhere Worst-Case-Erträge und als auch höhere Mittelwerte der Erträge. Die optimalen Mischungsanteile hängen bei diesem Modell stark von der Unsicherheit über die Risikoeinschätzung ab. Mit einer gleichmäßigen Zunahme dieser Unsicherheit für alle Alternativen ergeben sich tendenziell ausgewogene Mischungsanteile, da weniger Veranlassung besteht, eine bestimmte Alternative vorzuziehen.

Eine Anwendung beider Worst-Case-Betrachtungen auf die Mischungen aus Rauli und Douglasie ließ die gleiche Tendenz erkennen: Anhand der klassischen Worst-Case-Maximierung ergab sich sowohl für kleinflächige als auch für großflächige Mischungen ein optimaler Baumartenanteil von etwa 80% Rauli und 20% Douglasie. Im Falle einer Berücksichtigung der Unsicherheit über die Risikoeinschätzung resultierten auch bei diesem Anwendungsbeispiel ausgewogenere Mischungsanteile: Das Optimum kleinflächiger Mischungen unter Berücksichtigung der Zuwachsveränderungen zeigte sich jedoch bei einem Mischungsverhältnis von 60% Douglasie und 40% Rauli der optimalen großflächigen Mischung (60% Rauli und 40% Douglasie) überlegen. Der Einfluss von Effekten der Baumarteninteraktionen bei kleinflächiger Mischung auf die Ergebnisse einer finanziellen Optimierung von Baumartenanteilen sollte in Zukunft sicherlich detaillierter untersucht werden, um auch verlässliche Aussagen über die Vorteilhaftigkeit verschiedener Mischungsformen zu ermöglichen.

Abschließend konnte festgestellt werden, dass die Berücksichtigung von Unsicherheiten einen wesentlichen Einfluss auf die Entscheidung der Baumartenwahl hat. Die Entscheidung hängt stark vom verwendeten Bewertungsansatz und dem zugrundeliegenden Risikomaß ab. Die Mittelwert-Varianz-Analyse erscheint dabei aufgrund verschiedener Kriterien wie der Annahme einer Normalverteilung der Zielwerte, der Verwendung des aus ökonomischer Sicht weniger plausiblen Risikomaßes der Standardabweichung und einer konkreten Risikonutzenfunktion oder einer reduzierten Betrachtung der Verteilungsfunktion für die praktische Anwendung eher ungeeignet. Außerdem besteht eine hohe Sensitivität der Optimierungsergebnisse in Bezug auf eine Veränderung der Eingangsparameter. Eine alternative Bewertung anhand der Stochastischen Dominanz hat den Vorteil, die gesamte Verteilungsfunktion zu berücksichtigen und weniger restriktive Annahmen im Hinblick auf die Risikonutzenfunktion treffen zu müssen. Eine Anwendung auf die Optimierung von Mischungsanteilen erscheint jedoch aufgrund der geringen Aussagekraft für weniger restriktive Annahmen und der aufwendigen Berechnung mit Schwierigkeiten behaftet. Außerdem sind für eine adäquate Abschätzung der seltenen aber bei dieser Bewertung oftmals entscheidenden Minimalwerte der Verteilungsfunktion umfangreiche Zeitreihen notwendig. Dies gilt umso mehr für die Betrachtung der Downside-Risikomaße (wie zum Beispiel den in dieser Arbeit verwendeten Ansatz der Worst-Case-Maximierung), welche aber die Vorteile einer intuitiv leicht nachvollziehbaren Risikointerpretation und einer in der Regel einfacheren Berechnung besitzen. Die Problematik einer adäquaten Abschätzung der Minimalwerte erscheint jedoch aufgrund der Sensitivität der Optimierungsergebnisse umso schwerwiegender, so dass das Verfahren einer robusten Worst-Case-Maximierung für forstliche Fragestellungen mit äußerst langfristigen Planungshorizonten wie zum Beispiel der Wahl einer optimalen Baumartenmischung eher angemessen erscheint.

Abstract

Compared to alternative asset allocations, investment decision-making in forestry usually covers very long time horizons. Therefore, the consideration of uncertainties is essential for the decision-making process. Apart from uncertainty about future timber prices, biophysical risks e.g. storm damages can lead to reductions of incomes and can influence considerably the investment returns. If single tree species or stands are treated like asset alternatives, the selection of tree species mixtures can be considered as a forestry economic decision under uncertainty. Theoretic models of financial markets can be used to describe the financial effects of mixing tree species and optimum mixtures can be selected. Assessment examples from forestry in Chile have been used in this study to test different models for optimization of tree species mixtures under uncertainty.

At first, a review of different models from probabilistic theory, which can be transferred to the tree species selection problem, has been presented. After a summary of the respective forestry related applications, some positive and negative model aspects have been discussed. Two main subjects of research needs have been proposed, which have been consequently investigated in more detail: The possible effects of tree species interactions in low scale mixtures and the consideration of uncertainty about risk quantification, which can arise from biased information as well as possible future developments.

The topic of conversion of natural forests to pure stands of fast growing and often exotic tree species is an extreme version of tree species selection. Due to financial aspects, that process advanced considerably in the international context and either legal bans or financial compensation for conservation of natural forests became necessary to control the conversion process. By means of the example of a secondary forest and an afforestation of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*, [Mirb.] Franco) in Central Chile, distributions of possible returns have been simulated for both mutually exclusive investment alternatives. The return distributions of the secondary forest were based on increment deviations and timber price fluctuations of the main tree species Roble (*Nothofagus obliqua*, Mirb., BL.) Rauli (*Nothofagus alpina*, [Poep. et Endl.] Oerst.) and Coigüe (*Nothofagus dombeyi*, [Mirb.] Oerst.), the distributions of the Douglas fir plantation have been generated by means of adopted values from a former study. Consequently, Mean-Variance analysis and Stochastic Dominance were used for assessment, taking into account the uncertainty of returns for both alternatives, and the

amount of possible compensation payments has been calculated. An efficient compensation payment (199 US\$/ha/a respectively 172 US\$/ha/a) has been deducted by first order Stochastic Dominance (supposing a non-satiated decision maker), which is sufficient to compensate for 95% of the opportunity costs (90% respectively) and is considerably lower than the maximum value (375 US\$/ha/a). Using second order Stochastic Dominance (non-satiated and risk-averse decision maker) resulted in a considerably lower compensation amount of 113 US\$/ha/a. Thus, taking into account uncertainty resulted in an increased financial attractiveness of the secondary forest for a risk-averse decision maker.

Data from mixed species plantations with native Rauli and Douglas fir were used subsequently as an example for financial optimization of tree species mixtures. Yield determination was based on different stands in South-Central Chile and distributions of financial returns were generated by means of timber price fluctuation, taking into account incremental changes (Rauli with higher yields and Douglas fir with lower yields) for low scale mixtures. Unfortunately, further effects of tree species interactions (different timber quality and reduced risk of biophysical damages) could not be integrated. Mean-Variance analysis was used for optimization of tree species mixtures and the maximization of the certainty equivalent and of the Sharpe ratio led to contrary results. Only for the assumption of a highly risk-averse decision maker was the optimum of the certainty equivalent approximated the high proportions of the deciduous tree species Rauli as resulted for the optimum of the Sharpe ratio. Large scale mixtures were more attractive than small scale mixtures due to incremental changes.

A further study tested the optimization of tree species mixtures by classical worst-case maximization and robust worst-case maximization, based on the example of European beech (*Fagus sylvatica*, L.) and spruce (*Picea abies*, [L.] H. Karst.). Therefore a reference data set of a former study was used. In comparison with the deterministic classical worst-case maximization, the robust worst-case maximization accounts for biased information or possible future alterations and seeks for optimal solutions when negative alterations occur. Optimum mixtures for 27 scenarios of possible biased data sets have been calculated for both models and tested for their variability and financial performance by using the reference data set. While the optimization by classical worst-case maximization responded quite sensitively to alterations of input data, the variability of solutions by robust optimization was considerably

lower. Moreover, the results of robust optimization showed in average for different scenarios a better financial performance when tested with the reference data, with higher worst-case returns as well as higher mean returns. Nevertheless, the optimum proportions depend notably on the uncertainty regarding the estimation of the variance of returns. The tendency of equal proportions with increasing equal uncertainty for both tree species is intuitively comprehensible, as the reason for preferring a certain species is decreasing.

The application of both worst-case models to mixtures of Rauli and Douglas fir showed the same tendency: Classical worst-case maximization resulted in optimum proportions of 80% Rauli and 20% Douglas fir for small scale mixtures as well as large scale mixtures. Taking into account the uncertainty regarding the estimation of the variance of returns, the results were more balanced: Yet, the optimum of 60% Douglas fir and 40% Rauli for small scale mixtures with different increment rates was more attractive than the optimum of large scale mixtures (60% Rauli and 40% Douglas fir). The effects of tree species interactions in small scale mixtures certainly should be investigated in more detail by future research efforts, so as to provide more stable recommendations regarding the attractiveness of different mixture scales.

In conclusion, accounting for uncertainty has considerable impacts on tree species selection decisions. The decision depends heavily on the optimization model and the considered risk measure. Mean-Variance analysis seems to be less adequate in practical use for different reasons: the assumption of normal distributed returns has been criticized in financial assessment in general and is also doubtful in forestry; the application of standard deviation as a risk measure is less feasible from an economic point of view, the assumptions regarding the decision maker's utility function are restrictive and the distribution of returns is reduced to certain parameters. Moreover, there is a high sensitivity of optimization results in regard to alterations of input parameters. The advantage of an alternative assessment by Stochastic Dominance rules is the consideration of the complete distribution of outcomes and the assumptions about the decision maker's utility function are less restrictive. Nevertheless, the application for optimization of tree species mixtures in practice seems difficult for two reasons: less restrictive assumptions also reduce the distinctive power and the calculations are quite extensive. Furthermore, a comprehensive data set is necessary for an adequate estimation of rare events that are crucial for the left tail values of the distribution function. This is even more relevant for considerations of Downside-risk measures (e.g. the worst-case

maximization used in this study), although these have the conclusive advantage of an intuitively comprehensive risk interpretation and usually more straightforward calculations. However, the difficulty of an adequate estimation of the left tails of the distribution function seems to be even more serious due to the sensitivity of the optimization results. Thus, the model of robust worst-case maximization seems to be more suitable for long-term decision making in forestry, e.g. the selection of tree species mixtures.

Resumen

Decisiones sobre inversiones forestales se caracterizan por ser de largo plazo en comparación a otras alternativas de inversión. Por esta razón las incertidumbres desempeñan un papel fundamental en el proceso de la decisión. Incertidumbres como los precios futuros de la madera o riesgos bio-físicos como daños por temporales por ejemplo pueden influir consistentemente en los ingresos de la inversión. Considerando especies de árboles individuales o rodales como alternativas de inversión, la selección de mezclas de especies puede ser asumido como una decisión económica forestal bajo incertidumbre. Los efectos de una mezcla de especies pueden estar descritos sobre la base de modelos de la teoría del mercado financiero para facilitar una decisión sobre la mezcla óptima. En este estudio se ensayó diferentes modelos para la optimización de mezclas de árboles bajo incertidumbre utilizando una evaluación ejemplar procedente del ámbito forestal de Chile.

Inicialmente diferentes modelos de la teoría de probabilidades, que parecen básicamente adecuados para una transferencia en la selección de mezclas de árboles, fueron revisados. Después de un resumen de aplicaciones a problemas económico-forestales se discutió las ventajas y desventajas del uso de los modelos correspondientes. Finalmente dos enfoques de investigación fueron definidos, los cuales incluyen: La integración de los posibles efectos de la interacción de árboles mezclados en superficies menores y la consideración de incertidumbres sobre la estimación del riesgo, que puede resultar tanto de informaciones incompletas como de posibles cambios en el futuro.

El tema de la conversión de bosques naturales en plantaciones de especies exóticas de rápido crecimiento es una forma extrema de selección de especies. Los réditos financieros promovieron un gran avance en el proceso de conversión a nivel mundial y muchas veces se puede controlarlo solamente por prohibiciones legales o compensaciones financieras para la conservación del bosque natural. Mediante un ejemplo de un bosque secundario en Centro-Chile y una plantación de Pino Oregón (*Pseudotsuga menziesii*, [Mirb.] Franco), se generó distribuciones de posibles rendimientos de estas alternativas mutuamente exclusivas. Las distribuciones de rendimientos del bosque secundario se basaron en desviaciones del crecimiento y de los precios de la madera de las especies principales Roble (*Nothofagus obliqua*, Mirb., BL.) Rauli (*Nothofagus alpina*, [Poepp. et Endl.] Oerst.) y Coigüe (*Nothofagus dombeyi*, [Mirb.] Oerst.). Para generar las distribuciones de rendimientos de Pino Oregón se

asumió valores de un estudio anterior. A continuación se implementó evaluaciones en base de un análisis de *Promedio-Varianza* y de *Dominancia Estocástica*, que consideran la incertidumbre de los rendimientos de las alternativas y se calculó posibles montos de compensación. Así se pudo determinar en base de la *Dominancia Estocástica de primer orden* (con la suposición de un inversionista insaciable) un monto de compensación efectivo de 199 US\$/ha/año, que es suficiente para compensar un 95% de los costos de oportunidad respectivamente, pero resulta notoriamente menor al valor máximo de 375 US\$/ha/año. La evaluación en base de la *Dominancia Estocástica del segundo orden* (inversionista insaciable y averso al riesgo) resultó en un valor de compensación aún más bajo (113 US\$/ha/año). Por lo tanto la consideración de incertidumbres con suposición de un determinante averso al riesgo finalmente resultó en un mayor atractivo financiero del bosque secundario.

El tema de la optimización de mezclas de especies de árboles fue tratado en base a un ejemplo de forestaciones mezcladas de la especie nativa Rauli y el Pino Oregón. La base de datos de producción fue recopilada de diferentes empresas forestales en el Centro-Sur de Chile. En un inicio se generó en base a las fluctuaciones del precio de la madera unas distribuciones de rendimientos, que permitieron la consideración de cambios en el crecimiento (Rauli con mayor crecimiento; Pino Oregón con menor crecimiento) en mezclas de superficies menores. Lamentablemente no se pudo considerar efectos adicionales de los interacciones de árboles (cambios de la calidad de la madera o del riesgo por daños bio-físicos). Posteriormente, estas distribuciones se utilizaron para identificar mezclas óptimas de las dos especies en base de un análisis de *Promedio-Varianza*. Los resultados de las evaluaciones con la maximización del *equivalente de certidumbre* y del *Sharpe Ratio* mostraron en un principio una tendencia contraria. Solamente bajo el supuesto de una mayor aversión al riesgo resultaron para la maximización del *equivalente de certidumbre* proporciones altas de latifolias similares a la maximización del *Sharpe Ratio*. La consideración de cambios en el crecimiento en mezclas de superficies menores resultó para ambos modelos en un mayor atractivo de mezclas de rodales puros en bloques.

En un estudio adicional se ensayó los modelos de una maximización clásica del *worst-case* y de una maximización robusta del *worst-case* en base de mezclas de Haya europea (*Fagus sylvatica*, L.) y Picea (*Picea abies*, (L.) H. Karst.). Para ello se utilizó una base de datos de referencia de un estudio previo. La maximización robusta del *worst-case* en cambio a la

variante determinística de la maximización clásica del *worst-case* toma en consideración a las posibles faltas de información en la base de datos o a los posibles cambios futuros respectivamente y busca una solución óptima respecto de alteraciones negativas. Sobre la base de ambos modelos se calculó proporciones óptimas de las especies para 27 escenarios diferentes y se ensayó las soluciones con la base de datos de referencia con respecto a su variabilidad y su rendimiento financiero. Mientras que la maximización clásica del *worst-case* reaccionó muy sensible a las alteraciones de la situación inicial, la variabilidad de los resultados de la optimización robusta era considerablemente mas baja. Además, en transferencia a la base de datos de referencia, los resultados de la optimización robusta de los diferentes escenarios obtuvieron en promedio tanto mayores *worst-case*-rendimientos como mayores promedios de los rendimientos. En este modelo, la mezcla óptima depende mucho del incertidumbre sobre la estimación del riesgo. La tendencia de proporciones homogéneas con un aumento de esta incertidumbre equilibrada con respecto a ambas especies es intuitivamente comprensible, como existe menos razón para preferir un cierta alternativa.

Una aplicación de ambos modelos de *worst-case* a las mezclas de Rauli y Pino Oregón trasluce la misma tendencia: Utilizando la maximización classica del *worst-case* resultó tanto para las mezclas de superficies menores como para las de superficies mayores una proporción óptima de 80% Rauli y 20% de Pino Oregón. En el caso de una consideración del incertidumbre sobre la estimación del riesgo resultaron en este ejemplo también proporciones mas homogéneas; sin embargo, con consideración de alteraciones de incremento, el óptimo de las mezclas de superficies menores con una proporción de 60% de Pino Oregón y 40% de Rauli resultó más atractivo que el óptimo de las mezclas de superficies mayores (60% Rauli y 40% Pino Oregón). La influencia de los efectos de interacciones de las especies en mezclas de superficies menores a los resultados de una optimización financiera de especies debería ser un objeto de investigación mas detallada en el futuro, para facilitar recomendaciones mas estables sobre la atractividad de diferentes opciones de mezclas.

En conclusión se comprobó que la consideración de incertidumbres tiene un sustancioso impacto a la decisión de la selección de especies de árboles. La decisión depende fundamentalmente del modelo de la evaluación y de la medida de riesgo aplicada. El análisis de *Promedio-Varianza* parece menos adecuado en el uso práctico por diferentes razones

como: La suposición de una distribución normal de los rendimientos ya fue criticado en el marco de evaluación financiera en general y también es dudosa en el sector forestal; la aplicación de la desviación estándar como medida de riesgo es menos plausible desde un punto de vista económica, las suposiciones con respecto a la función de utilidad del determinante son restrictivas y la distribución del rendimiento está reducida a ciertos parámetros. Además hay una gran sensibilidad de los resultados de la optimización frente a alteraciones de la situación inicial. Una evaluación alternativa en base de la *Dominancia Estocástica* tiene la ventaja de tomar en consideración la completa distribución de los rendimientos y las suposiciones sobre la función de utilidad del determinante son menos restrictivas; sin embargo, la aplicación para la optimización de mezclas de especies de árboles en la práctica parece difícil por razones tales como: Las suposiciones menos restrictivas también reducen el poder distintivo y los cálculos son bastante extensos. Además, una gran base de datos es necesaria para una estimación adecuada de eventos raros que son muy influyente a los valores mínimos de la distribución de rendimientos. Este aspecto tiene aún más relevancia para consideraciones de medidas de *riesgo de deterioro* (ingl.: *downside-risk measures*; por ejemplo la maximización de *worst-case* utilizada en este estudio), pero estas tienen la ventaja de una interpretación de riesgo intuitivamente comprensible y los cálculos normalmente son más sencillos por regla general. Sin embargo, la dificultad de una adecuada estimación de los valores mínimos de la distribución de rendimientos parece aún más grave por la sensibilidad de los resultados de la optimización. En consecuencia el modelo de una maximización robusta del *worst-case* parece más adecuado para la toma de decisiones en aspectos forestales de largo plazo, como la selección de mezclas óptimas de especies de árboles.

Teil A: Synthese

1. Einleitung

1.1. Einführung in die Thematik

Die weltweite Waldfläche hat in den vergangenen Jahrzehnten kontinuierlich abgenommen, gleichzeitig steigt jedoch die Nachfrage nach dem Rohstoff Holz mit Zunahme der Weltbevölkerung und wirtschaftlichem Wachstum deutlich an (FAO 2009). Während der Flächenrückgang in erster Linie Naturwälder betrifft, gewinnen künstlich begründete Wälder zunehmend an Bedeutung: Zum einen werden Naturwälder durch Übernutzungen nachhaltig geschädigt und degradiert, zum anderen werden oftmals auch Brandrodungen durchgeführt, um die Flächen in landwirtschaftliche Nutzungsformen umzuwandeln oder durch Pflanzungen raschwüchsiger Baumarten zu ersetzen. Vielfach werden aber auch Brachflächen aufgeforstet und künstlich begründete Bestände tragen damit zunehmend zur Holzproduktion bei (FAO 2009). Dabei wird in der Regel eine Mischung unterschiedlicher Baumarten vermieden und Reinbestände der auf dem jeweiligen Standort ertragreichsten Baumart werden bevorzugt. Ein interessantes Beispiel für diese Entwicklungen ist die Geschichte der Forstwirtschaft Chiles: Großflächige Rodungen von Naturwäldern bis zur Mitte des 19. Jahrhunderts führten zunächst zur Entstehung landwirtschaftlicher Nutzflächen sowie im weiteren Verlauf zur Bildung von Sekundärwäldern nach Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung (DONOSO und LARA 1998). Außerdem wurden in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts großflächig Pflanzungen mit ertragreichen exotischen Baumarten (*Pinus radiata*; *Eucalyptus globulus*; *E. nitens* und zu geringen Anteilen *Pseudotsuga menziesii*) begründet (DONOSO und OTERO 2005), welche zwar im Vergleich zur Fläche der verbleibenden Naturwälder (insgesamt 13,6 Mio. ha, davon 4,5 Mio. ha bewirtschaftet) einen geringen Anteil (2,3 Mio. ha) an der Gesamtwaldfläche einnehmen, aber bis heute den Großteil der landesweiten forstwirtschaftlichen Erträge bestimmen (INFOR 2008). Zunehmend wird jedoch auch die Unsicherheit der finanziellen Erträge dieser Bestände aufgrund einer starken Abhängigkeit von konjunkturellen Entwicklungen sowie dem Auftreten natürlicher Schadereignisse deutlich (z.B. TORO und GESSEL 1999; MERY und KANNINEN 1999; LANFRANCO und DUNGEY 2001; CUBBAGE et al. 2007) und

eine Diversifizierung der Risiken wird von verschiedenen Seiten empfohlen (LARA 1992; MERY 1996).

Als Alternative zur Begründung von Reinbeständen mit exotischen Baumarten werden in jüngerer Vergangenheit auch halbnatürliche Wälder mit Mischungen einheimischer und exotischer Baumarten getestet (MÜLLER-USING et al. 2008). Dabei erhofft man sich unter anderem eine erhöhte finanzielle Attraktivität im Vergleich zur Naturwaldbewirtschaftung bzw. eine breitere Produktpalette. Letztlich wird eine verbesserte Stabilität der finanziellen Erträge im Vergleich zur Begründung von Reinbeständen mit exotischen Baumarten erwartet (LOEWE und GONZÁLEZ 2006).

Eine finanzielle Bewertung von Mischungen oder auch Reinbeständen ist jedoch mit verschiedenen Schwierigkeiten verknüpft (KNOKE et al. 2008; KNOKE 2008) und geeignete Bewertungsansätze zur Integration von Unsicherheiten noch nicht endgültig identifiziert (BARTELINK und OLSTHOORN 1999b). Unsicherheiten spielen in der forstlichen Planung generell eine entscheidende Rolle: Zum einen betreffen die Entscheidungen oft große Flächen, deren Zustand aus Kostengründen in der Regel über Stichproben erfasst wird. Damit sind keine vollständigen Informationen verfügbar und eine Prognose der Waldentwicklung bringt weitere Schwierigkeiten mit sich (WEINTRAUB und ROMERO 2006). Zum anderen erstreckt sich der Planungshorizont oft über viele Jahre oder Jahrzehnte und mögliche zukünftige Entwicklungen müssen bei der Entscheidung berücksichtigt werden (MARTELL et al. 1998). Es können biotische oder abiotische Schadereignisse auftreten oder Holzpreisschwankungen die erwarteten Erträge beeinflussen. Diese Unsicherheiten lassen sich beispielsweise auf Basis historischer Daten bemessen und in die Planung integrieren. Auf historischen Daten aufbauend können jedoch zukünftige Entwicklungen, welche in der Vergangenheit nicht aufgetreten sind bzw. innerhalb der betrachteten Datenbasis fehlen, nicht berücksichtigt werden. In der Entscheidungstheorie wird diese Unsicherheit als Ungewissheit beschrieben, während der Begriff Risiko für Unsicherheiten verwendet wird, über die konkrete Informationen, wie zum Beispiel Eintrittswahrscheinlichkeiten vorliegen. Eine derartige Differenzierung wird zwar von einigen Autoren abgelehnt (z.B. HIRSHLEIFER und RILEY 2002), die Auswirkungen einer expliziten Berücksichtigung von Ungewissheit sollen jedoch in dieser Arbeit aufgrund ihrer anzunehmenden großen Bedeutung bei der forstlichen Planung bzw. der Baumartenwahl ebenfalls näher beleuchtet werden.

Sowohl in der politischen Diskussion als auch in der forstlichen Praxis hat die Thematik von Planungsunsicherheit und Mischung unterschiedlicher Baumarten in jüngerer Zeit stetig an Bedeutung hinzugewonnen (BARTELINK und OLSTHOORN 1999a). Die vor allem Reinbestände betreffenden Schadereignisse durch Stürme in Mitteleuropa waren beispielsweise Auslöser für starke Preisschwankungen des Holzes einzelner Baumarten und sorgten auch für große Umsatzeinbrüche vieler betroffener Forstbetriebe. Außerdem rückt die Problematik der Auswirkungen möglicher klimatischer Veränderungen die Frage der Baumartenwahl zunehmend in den Vordergrund und Umbaumaßnahmen von Reinbeständen in strukturierte Mischbestände werden mit großem finanziellen Aufwand, oftmals mit staatlicher Unterstützung durchgeführt (UTSCHIG 1997; MOSANDL und KÜSSNER 1999; KÖLLING et al. 2009b). Außerhalb von Mitteleuropa wird bei der Neubegründung von Beständen jedoch selten eine Mischung von Baumarten gewählt und Mischbestände spielen im Bereich der künstlich begründeten Wälder daher weltweit lediglich eine untergeordnete Rolle (NICHOLS et al. 2006; WEST 2006). Gründe dafür können in den unterschiedlichen forstpolitischen Ausrichtungen und den damit verbundenen Förderungen liegen, andererseits ist aber auch eine finanzielle Bewertung von Baumartenmischungen noch nicht ausreichend untersucht.

Auf wissenschaftlicher Ebene kann in den vergangenen 20 Jahren jedoch ein verstärktes Interesse an Fragestellungen in Bezug auf diese Thematik festgestellt werden (KNOKE et al. 2008). Da Mischbestände im Vergleich zu Reinbeständen zunächst über wirtschaftlich nachteilige Eigenschaften verfügen (höhere Komplexitätskosten; vgl. NIESE und STRONG 1992; PAUSCH 2005), stellt sich dabei unter anderem die Frage, ob diese offensichtlichen Nachteile eventuell durch weniger offensichtliche Vorteile kompensiert werden können. Diese wirtschaftlichen Vorteile können zum Beispiel in einer effizienteren Nutzung des Standortes, einer breiteren Produktpalette oder geringeren Produktionsrisiken liegen (LU und BUONGIORNO 1993; BALL 1995; WEST 2006; KNOKE 2007) und hängen oftmals mit einer Verminderung der Unsicherheit finanzieller Erträge zusammen. Die Möglichkeiten, im Rahmen einer Optimierung von Baumartenmischungen diese Vor- und Nachteile abzuwägen, sollen in der Folge genauer beleuchtet werden.

1.2. Ziel der Arbeit

Bei Fragen der Baumartenwahl wurden sowohl in der Praxis als auch in wissenschaftlichen Studien bisher nur selten finanzielle Bewertungsansätze verwendet, welche Unsicherheiten in der Planung berücksichtigen (KNOKE 2008). Die Bedeutung und Möglichkeiten der Integration von Unsicherheiten bei der Entscheidungsfindung sind aus diesem Grund noch nicht ausreichend untersucht.

Ausgehend vom bisherigen Kenntnisstand und den identifizierten Wissenslücken sollen in dieser Arbeit unterschiedliche finanzielle Bewertungsansätze auf Fragen der Baumartenwahl übertragen und deren Eigenschaften genauer beleuchtet werden. Außerdem sollen Schwachpunkte vorhandener Bewertungsansätze identifiziert und Lösungswege zur Minderung dieser Schwächen gefunden werden.

1.3. Untersuchungsgegenstände und Vorgehen

Die unterschiedlichen Untersuchungsgegenstände dieser Arbeit sind in Abb.1 dargestellt. In Klammern wird auf die Bearbeitung der einzelnen Themen im Teil A (Synthese) oder in den jeweiligen Publikationen im Teil B dieser Arbeit hingewiesen.

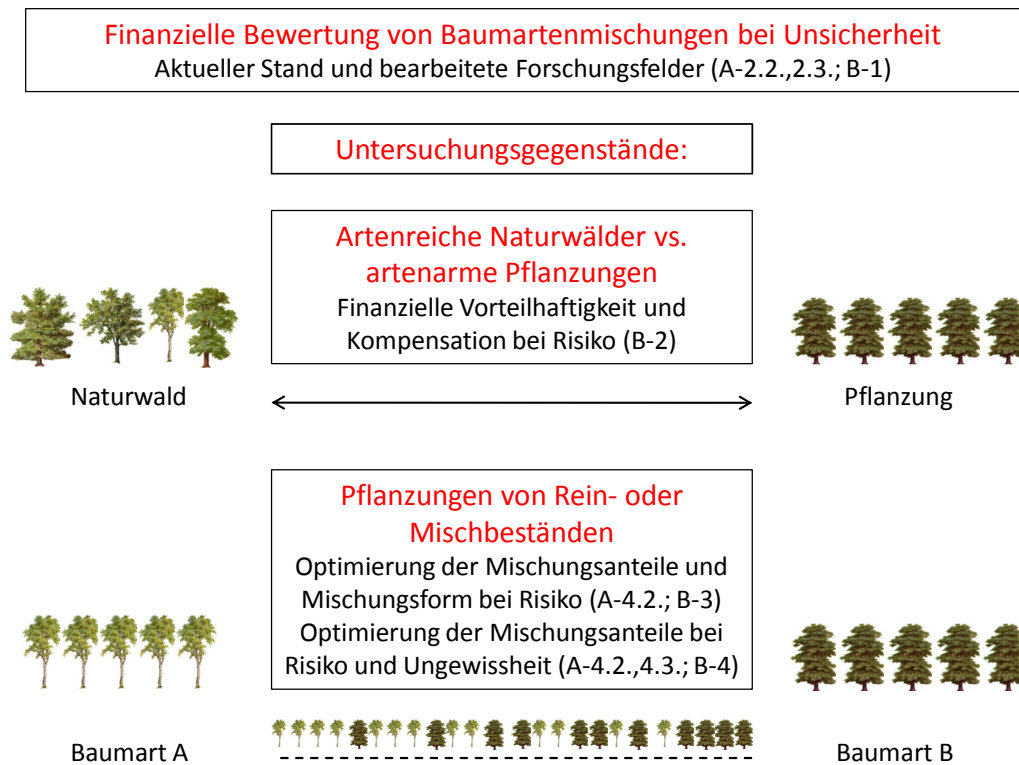


Abb. 1: Themenkomplexe zur finanziellen Bewertung von Baumartenmischungen bei Unsicherheit (A bzw. B weisen auf Teil A oder B dieser Arbeit hin; A-2.2. bezeichnet die Kapitelnummer, B-1 die Nummer der Publikation)

Wirtschaftswissenschaftliche Diversifikationsmodelle können auch auf Artenvielfalt und deren ökonomische Konsequenzen übertragen werden. Verschiedene Baumarten können dabei wie verschiedene Anlagealternativen betrachtet werden, welche einen bestimmten finanziellen Ertrag mit einer bestimmten Unsicherheit leisten können. Bei Mischung der unterschiedlichen Arten bzw. Anlagen lassen sich unter Umständen die finanziellen Erträge bei gleichbleibender Unsicherheit steigern bzw. die Unsicherheit bei gleichbleibenden finanziellen Erträgen verringern (Diversifikationseffekte; vgl. Abschnitt 3.3.1.). Der Zusammenhang zwischen Artenvielfalt und Diversifikation ist bereits seit längerem bekannt, eingehende Untersuchungen zu dieser Thematik sind jedoch eher selten (FIGGE 2004). Zunächst sollen daher in dieser Arbeit der **aktuelle Stand und Möglichkeiten einer Weiterentwicklung der finanziellen Bewertung und Optimierung von Baumartenmischungen unter Berücksichtigung von Unsicherheiten** ausgearbeitet werden. Dazu wurden in einem Übersichtsartikel die bisherigen Arbeiten mit Bezug zu dieser Thematik und weitere Arbeiten zur finanziellen Bewertung

unter Unsicherheit mit forstlichem Bezug nach den dabei verwendeten Bewertungsansätzen zusammengefasst (**Publikation 1**). Die Besonderheiten der einzelnen Bewertungsansätze werden in diesem Artikel dargelegt, allgemeine Schwachpunkte sowie Schwierigkeiten bei der Anwendung im Bereich forstlicher Fragestellungen erläutert und zukünftige Forschungsfragen erarbeitet.

Ein extremes Beispiel der Frage der Baumartenwahl stellt die **Umwandlung von artenreichen Naturwäldern in artenarme Wirtschaftswälder** dar. Dabei werden in der Regel Naturwälder aufgrund geringer Erträge durch Bestände aus schnellwüchsigen, oftmals exotischen Baumarten ersetzt. Dieses Vorgehen wurde und wird in vielen Ländern praktiziert und führt auch zu einer großflächigen Verminderung der Artenvielfalt (FAO 2005a). Die finanziellen Hintergründe unter Berücksichtigung von Unsicherheiten wurden hierzu unter Anwendung eines klassischen Mittelwert-Varianz-Ansatzes und des Verfahrens der Stochastischen Dominanz am Beispiel eines Sekundärwaldes und einer Douglasien-Pflanzung in Mittelchile untersucht (**Publikation 2**). Hieraus wurden schließlich Kompensationsbeträge abgeleitet, welche auch unter Berücksichtigung zukünftiger Wertzuwachs- und Preisunsicherheiten einen Erhalt des Sekundärwaldes gewährleisten können.

Die **finanzielle Optimierung der Baumartenanteile** einer Pflanzung unter Berücksichtigung von Holzpreisschwankungen **und die Fragestellung einer empfehlenswerten Mischungsform** wurden schließlich in **Publikation 3** aufgegriffen. Unterschiedliche Mittelwert-Varianz-Ansätze zeigten für das Beispiel einer Aufforstung in Süd-Chile mit der einheimischen Baumart Rauli (*Nothofagus alpina*, [Poepp. et Endl.] Oerst.) und/oder der Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* var. *menziesii* [Mirb.] Franco) sehr unterschiedliche Ergebnisse, worauf in Abschnitt 5.2. noch einmal detaillierter eingegangen wird. Zuwachsveränderungen in Abhängigkeit der Mischungsform ließen in diesem Fall blockweise Mischungen von Reinbeständen durchgehend vorteilhafter erscheinen als reihenweise Mischungen.

Die **Berücksichtigung von Unsicherheiten, welche nicht mit Hilfe von Daten aus der Vergangenheit quantifizierbar sind**, bleibt aufgrund der langen Investitionsdauer eine wichtige Frage bei der Untersuchung von Möglichkeiten der finanziellen Optimierung von Baumartenmischungen. Generell wurde dieser Aspekt bei finanziellen Untersuchungen im forstlichen Bereich bisher nur sehr selten berücksichtigt (z.B. KNOKE 2008; HÖLLERL 2009), einige wenige Arbeiten beschäftigten sich jedoch mit dieser Thematik im Rahmen von ökologischen

Fragestellungen (z.B. REGAN et al. 2005; MOILANEN et al. 2006; MOILANEN und WINTLE 2006). In der vorliegenden Arbeit wurde der Ansatz einer klassischen Worst-Case-Optimierung mit einer robusten Worst-Case-Optimierung anhand von Mischungen aus Buche (*Fagus sylvatica*, L.) und Fichte (*Picea abies*, (L.) Karst.) verglichen (**Publikation 4**). Der Ansatz der robusten Worst-Case-Optimierung folgt dabei dem Gedanken, zukünftige Entwicklungen nicht vollständig aus Daten der Vergangenheit abzuleiten und sucht nach Entscheidungen, welche auch bei verschlechterten Umweltbedingungen zufriedenstellende Ergebnisse liefern.

Die Themenkomplexe dieser Arbeit lassen sich nach folgenden **Hypothesen** strukturieren:

- Die Berücksichtigung von Unsicherheiten erhöht die finanzielle Attraktivität eines Sekundärwaldes im Vergleich zur Pflanzung eines Reinbestandes
- Eine Berücksichtigung der Mischungsform führt nicht zu einer wesentlichen Veränderung der Optimierungsergebnisse von Baumartenanteilen
- Die Wahl des Optimierungsansatzes hat keinen Einfluss auf die Entscheidung der Mischungsanteile
- Eine zusätzliche Berücksichtigung von Ungewissheit hat keinen Einfluss auf die optimalen Baumartenanteile

2. Baumartenwahl unter Unsicherheit – Stand des Wissens

Studien zur Baumartenwahl unter Berücksichtigung von Unsicherheiten sind bisher relativ selten und es bestehen lediglich geringe Erfahrungen über geeignete Bewertungsansätze (KNOKE 2008). Im Folgenden sollen die forstliche Ausgangssituation und die bisherigen Studien zur Baumartenwahl unter Unsicherheit kurz zusammengefasst werden. Daraufhin werden Möglichkeiten einer Anpassung der Bewertungsansätze im Hinblick auf forstwirtschaftliche Fragestellungen beschrieben, welche in dieser Arbeit aufgegriffen wurden.

2.1. Forstliche Ausgangssituation in Chile

Fragen der Baumartenwahl betreffen in erster Linie künstlich begründete Bestände. Die nach Definition der FAO unter dem Begriff *Planted Forests* zusammengefassten Wälder umfassen Bestände, welche entweder durch Pflanzung oder Samenausbringung entstanden und aus einheimischen Arten (engl.: *Semi-Natural Planted Forests*) oder exotischen Arten (mitunter gemischt mit einheimischen Arten; engl.: *Plantations*) bestehen (FAO 2005b). Im Bereich *Plantations* wird außerdem zwischen Beständen mit dem Ziel der Holzproduktion oder Produktion von anderen Gütern (engl.: *Productive Plantations*) und Beständen mit Schutzfunktionen (engl.: *Protective Plantations*) unterschieden. In der Folge wird als Synonym für künstlich begründete Bestände der Begriff Pflanzung verwendet, unabhängig von der Art der künstlichen Begründung, der Baumartenzusammensetzung oder der Funktion der Bestände sofern nicht anderweitig beschrieben.

Während die weltweite Waldfläche insgesamt weiterhin abnimmt, ist in den vergangenen Jahrzehnten eine stetige Zunahme an künstlich begründeten Waldflächen zu verzeichnen. Mit ca. 271 Mio. ha bilden sie heute etwa 7% der gesamten Waldfläche (CARLE und HOLMGREN 2008). Diese künstlich begründeten Bestände bestehen jeweils etwa zur Hälfte aus einheimischen oder exotischen Baumarten, wobei für Pflanzungen aus exotischen Baumarten weltweit ein etwas stärkerer zunehmender Trend im Vergleich zu Beständen aus einheimischen Baumarten zu verzeichnen ist. Baumartengruppen der Gattungen *Pinus* und *Eucalyptus* do-

minieren mit Anteilen von 28% bzw. 5% der weltweiten Gesamtfläche der Pflanzungen (CARLE und HOLMGREN 2008). Dennoch spielen auch Pflanzungen aus einheimischen Baumarten eine weltweit bedeutende Rolle und insgesamt sollte der Trend zu künstlich begründeten Beständen stärker in Politik und Wissenschaft berücksichtigt werden (FAO 2006). So trugen diese im Jahr 2000 mit einem Anteil von etwa 35% zur weltweiten Rundholzproduktion bei und Prognosen sehen eine Steigerung auf 44% bis zum Jahr 2020 sowie eine weitere Steigerung auf 46% bis zum Jahr 2040 voraus (ABARE und JAAKKO PÖYRY 1999). Gleichzeitig ist auch eine ansteigende Bedeutung im Hinblick auf weitere Waldfunktionen (z.B. Bodenschutz, Erholungsraum, etc.) zu erkennen (McCULLOUGH 1999; FAO 2006). In den meisten Fällen der industriell genutzten Pflanzungen handelt es sich um Reinbestände, bestehend aus lediglich einer Baumart und nur ein sehr geringer Anteil (< 0,1%) stellt eine Mischung verschiedener Arten dar. Dies ist unter anderem auch auf mangelnde Erfahrungen mit gemischten Pflanzungen bzw. einen Kenntnismangel in Bezug auf die wirtschaftliche Leistungsfähigkeit von künstlich begründeten Mischbeständen zurückzuführen (NICHOLS et al. 2006). Dennoch ist zumindest in der Wissenschaft etwa seit den 1980er Jahren ein ansteigendes Interesse zur Thematik gemischter Bestände zu verzeichnen (KNOKE et al. 2008).

In Chile wurden während des 19. und bis zur Mitte des 20. Jahrhunderts große Naturwaldflächen zur Gewinnung landwirtschaftlicher Nutzflächen gerodet. Ein Teil dieser Flächen wurde wegen zu geringer Erträge aufgegeben und es entstanden umfangreiche Brachflächen und Sekundärwälder (DONOSO und LARA 1998). Diese Entwicklung konnte auch durch ein erstes Waldgesetz (*Ley de Bosques*, 1932) kaum gebremst werden. Die forstwirtschaftliche Nutzung des Naturwaldes beschränkte sich auf die Exploitation leicht zugänglicher Gebiete und der Mangel an ausreichender Versorgung mit einheitlichen Produkten bremste die Entwicklung einer holzverarbeitenden Industrie (INFOR 2008). Analog dazu war gegen Ende des 19. Jahrhunderts die nordamerikanische Monterey-Kiefer (*Pinus radiata* D. Don) zunächst als Zierbaum eingeführt worden und wurde in der Folge zur Aufforstung von Erosionsflächen und zur Produktion von Grubenholz für Kohlebergwerke genutzt. Aufgrund der positiven Erfahrungen mit dieser Baumart wurden um 1940 die ersten kommerziellen Anbauten begründet (TORO und GESSEL 1999) und schon Mitte der 1960er Jahre übertraf die Schnittholzproduktion aus diesen Beständen die Produktion von Schnittholz einheimischer Baumarten (DONOSO und LARA 1998). Mit dem Dekret 701 (D.L. 701) wurden 1974 Förderungsmaßnahmen für Aufforstungen beschlossen, welche eine Erstattung von 75% der Aufforstungskosten, Fördergelder

für Astungsmaßnahmen und Verwaltungsausgaben sowie Steuererleichterungen beinhalten. Auf der anderen Seite wurde eine Wiederaufforstung nach der Endnutzung für neu begründete Aufforstungen und für bereits bestehende Pflanzungen vorgeschrieben (LARA und VEBLEN 1993). In Verbindung mit einer Liberalisierung der Handelspolitik und einer Privatisierung der bis dahin überwiegend staatlichen Bestände entstand dadurch bald ein rasch wachsender Wirtschaftszweig (CLAPP 1995; NIKLITSCHKEK 2007; MÜLLER-USING und BAVA 2010). Zusätzlich wurden gegen Ende der 1980er Jahren verstärkt auch verschiedene Arten der Gattung *Eucalyptus* (*E. globulus*, *E. nitens*, u.a.) kommerziell angebaut. Die Fläche an Pflanzungen betrug 1944 etwa 140.000 ha, zum Ende des Jahres 1973 etwa 375.000 ha und erhöhte sich bis zum Jahr 1990 auf über 1,3 Mio. ha (LARA und VEBLEN 1993). Nachdem die Nachfrage nach Fördergeldern für Aufforstungen aufgrund der damit verbundenen Auflagen deutlich zurückging und eine Reihe verschiedener Kritikpunkte in den Vordergrund traten (FAO 2001), wurde 1998 das Programm mit einem verstärktem Fokus auf die Aufforstung erosionsgefährdeter und degradierter Flächen sowie die Förderung von Kleinprivatwaldbesitzern abgeändert (NIKLITSCHKEK 2007).

Aktuell umfassen die künstlich begründeten Bestände eine Fläche von über 2,3 Mio. ha (14% der gesamten Waldfläche). Diese Flächen sind nahezu vollständig in Privatbesitz und der Großteil dieser Bestände befindet sich im südlichen Teil Mittelchiles. 64% der Flächen sind mit Reinbeständen aus *Pinus radiata* bestockt, 28% der Pflanzungsflächen bestehen aus Reinbeständen verschiedener *Eucalyptus*-Arten (INFOR 2008). Gemischte Pflanzungen nehmen mit etwa 90 000 ha lediglich eine untergeordnete Position ein (MUJICA 2008). Die Naturwälder erstrecken sich auf 13,6 Mio. ha (86%) und sind in erster Linie in den südlichen Regionen des Landes konzentriert (INFOR 2008). Der Zustand dieser Flächen und deren Möglichkeiten zur forstlichen Nutzung sind jedoch sehr heterogen: 44% der Flächen sind Altbestände, 33% Sekundärwälder und 23% kleinwüchsige Bestände in Gebirgslagen. Insgesamt werden nach Betrachtung der Bestandesstruktur 5,7 Mio. ha als potenziell produktive Flächen eingestuft (LARA 1998). Etwa ein Drittel der Naturwälder wird als mäßig bis stark degradiert charakterisiert, weitere Flächen (Gebüsche) sind für die forstliche Nutzung ungeeignet und intakter Naturwald beschränkt sich auf eine Fläche von 2,1 Mio. ha (WODA 2003). Aus rechtlicher Sicht verbleibt nach Abzug der Flächen des staatlichen Naturschutzprogrammes (3,9 Mio. ha) sowie der Flächen mit Nutzungsverböten aufgrund von Schutzfunktionen (5,1 Mio. ha) eine bewirtschaftete Naturwaldfläche von 4,5 Mio. ha (INFOR 2008).

Im Jahr 2007 wurden insgesamt 52 Mio. m³ Stammholz eingeschlagen (1975: 8 Mio. m³), davon 38 Mio. m³ für die industrielle Nutzung und 14 Mio. m³ für die energetische Nutzung. Über 98% des industriell verarbeiteten Holzes stammt aus künstlich begründeten Beständen, etwa 44% des Energieholzes (6,2 Mio. m³) wurde in Naturwäldern eingeschlagen. Insgesamt hat sich der Anteil des Holzeinschlages zur energetischen Nutzung seit 1975 von 50% auf 27% verringert. Jeweils etwa 40% des Industrieholzes wird zu Schnittholz bzw. Zellstoff verarbeitet und lediglich geringere Mengen entfallen auf die Produktion von Holzwerkstoffen, Furnieren oder Hackschnitzeln. Mit einem Anteil von 3% des Bruttoinlandsproduktes stellt der Forstsektor nach dem Bergbau den zweitwichtigsten Industriezweig dar. Der Sektor ist stark exportorientiert, das Volumen beträgt knapp 5 Mrd. US \$ und erreicht damit über 7% des gesamten Exportvolumens. Insgesamt sind etwa 134 000 Personen direkt im Forstsektor beschäftigt, über 300 000 Personen arbeiten in den nachgelagerten Industrien (INFOR 2008).

Somit stellt der chilenische Forstsektor mittlerweile einen bedeutsamen Industriezweig dar, welcher überwiegend auf Nutzung der staatlich geförderten Pflanzungen basiert. Andererseits bildet das Land Chile mit einer positiven Netto-Waldflächenentwicklung und einer drastisch reduzierten Naturwaldzerstörung heute eine Ausnahme im Vergleich zu anderen Schwellenländern (MUJICA 2008). Die Bewirtschaftung von Naturwäldern dagegen ist aufgrund eines hohen Anteils degradierter oder schwach wüchsiger Bestände häufig ins Abseits der Interessen geraten. Aufgrund mangelnder politischer Aktivität und unzureichender staatlicher Kontrolle wurden seit dem Beschluss der Fördermaßnahmen für Aufforstungen über längere Zeit auch Naturwälder in Pflanzungen umgewandelt (LARA 1993). Eine Gesetzesinitiative von Umweltverbänden aus dem Jahr 1992 führte letztendlich 2008 zum Beschluss des „Gesetzes zum Wiederaufbau des Naturwaldes und zur Waldförderung“. Dieses beinhaltet neben einem Umwandlungsverbot die Festlegung eines längerfristigen Bewirtschaftungsplanes zur Durchführung von Eingriffen sowie die Möglichkeit, Fördergelder für waldbauliche Maßnahmen und andere Aktivitäten zu beantragen (MÜLLER-USING und BAVA 2010).

In der deutschen Forstwirtschaft spielen Mischbestände heute aus unterschiedlichen Gründen eine etwas andere Rolle, als dies weltweit und in Chile der Fall ist: Unter dem Einfluss der Forst- bzw. Agrarökonomen FRIEDRICH WILHELM LEOPOLD PFEIL, JOHANN CHRISTIAN HUNDESHAGEN, GOTTLÖB KÖNIG und JOHANN HEINRICH VON THÜNEN dominierte zu Beginn des 19. Jahrhunderts zunächst die Ansicht, dass bei der finanziellen Bewertung von Wäldern eine

Verzinsung des investierten Kapitals zu berücksichtigen und die optimale Umtriebszeit über eine Maximierung des Bodenreinertrages zu wählen sei (MÖHRING 2001). In Zusammenhang mit dieser Ansicht entwickelte MARTIN FAUSTMANN (1849) eine Gleichung zur Berechnung des Bodenertragswertes („Berechnung des Werthes, welchen Waldboden, sowie noch nicht haubare Holzbestände in der Waldwirtschaft besitzen“), welche weltweite Beachtung erlangte und bis heute in der Waldbewertung sowie bei der Ermittlung der finanziell vorteilhaften Baumart oder Umtriebszeit Verwendung findet (CHANG 2001; HÄRTL et al. 2010). Zu Maximierung des Bodenertragswertes entwickelte MAX ROBERT PRESSLER (1860) das „Pressler'sche Weiserprozent“, welches als Verhältnis aus dem laufenden Wertzuwachs und den Opportunitätskosten für den Erhalt des Bestandes sowie dem Vergleich dieses Kennwertes mit der erwarteten Verzinsung zur Optimierung der Umtriebszeit genutzt wird und ebenfalls auf internationaler Ebene hohes Ansehen genießt. Weitere Vertreter der Bodenreinertragslehre waren im deutschsprachigen Raum GUSTAV HEYER und MAX ENDRES. Besonders in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts und in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurden in Westeuropa aufgrund des vermehrt auftretenden Holz Mangels im Zuge der Industrialisierung Brachflächen mit raschwüchsigen Baumarten aufgeforstet, so dass zur Mitte des 20. Jahrhunderts weite Teile der westeuropäischen Wirtschaftswälder einschichtige Reinbestände formten (BARTELINK und OLSTHOORN 1999a). Das Streben nach einer Optimierung der Waldbewirtschaftung aufgrund von finanziellen Kriterien über vermehrten Anbau von Nadelhölzern im Reinbestand, kürzere Umtriebszeiten und einen höheren Einschlag wurde jedoch in Deutschland nicht von allen Seiten begrüßt. Vielmehr konnten sich letztendlich die Verfechter einer Waldreinertragslehre durchsetzen, welche als Entscheidungskalkül keine Verzinsung des investierten Kapitals heranzieht und damit eine Knappheit finanzieller Ressourcen vernachlässigt. Vertreter dieser Lehre, wie zum Beispiel KARL GAYER oder BERNARD BORGGREVE, legten größeren Wert auf waldbauliche und ökologische Aspekte mit den Zielen einer Schaffung von laubholzreichen und strukturierten Mischwäldern sowie einer Verlängerung der Umtriebszeiten zur Produktion von Starkholz. In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurde den über die Holzproduktion hinausgehenden Waldfunktionen mehr Bedeutung beigemessen und die Begründung von Nadel-Laubholzmischbeständen in öffentlichen Wäldern sowie dem Großprivatwald forciert (BURSCHEL und HUSS 1997; HEKHUIS und WIEMAN 1999; GARDINER 1999). Bis heute finden daher forstökonomische Betrachtungen in der Praxis der mitteleuropäischen Forstwirtschaft relativ wenig Beachtung während die Zielsetzungen

einer naturnahen Waldwirtschaft und weitere Funktionen des Ökosystems Wald deutlicher im Vordergrund stehen (MÖHRING 2001). Ein weiterer treibender Faktor für diese Entwicklung ist das vermehrte Auftreten von Schadereignissen und die verbreitete Auffassung, dass naturnahe Mischbestände im Hinblick auf diese über eine größere Resistenz verfügen (BURSCHEL und HUSS 1997; BARTELINK und OLSTHOORN 1999a). So ist vor allem in der jüngeren Vergangenheit in Deutschland ein verstärkter Trend zur Mischung von Baumarten zu erkennen (BMVEL 2004), welcher auch durch Studien über die Risiken des Klimawandels (z.B. FELBERMEIER und WEBER 2007; KÖLLING et al. 2009) gefördert wird (vgl. KNOKE 2009; VON LÜPKE 2009). Im Gegensatz dazu haben aber auf internationaler Ebene finanzielle Betrachtungen im Sinne der Bodenreinertragslehre stärkeres Gewicht. Dabei werden jedoch oftmals auch Planungsunsicherheiten vernachlässigt, was letztendlich zur großflächigen Begründung von Reinbeständen unter der Zielsetzung einer Maximierung des Bodenreinertrages führt.

2.2. Studien zur Baumartenwahl unter Unsicherheit

Studien zur Baumartenwahl unter Unsicherheit in Chile wurden bisher noch nicht veröffentlicht. Die finanzielle Attraktivität von Mischbeständen wurde jedoch von LOEWE und GONZÁLEZ (2006) untersucht. Dabei verglichen sie in einer deterministischen Betrachtung beispielsweise einen Walnuss-Reinbestand (*Juglans regia*) und eine Mischung dieser Baumart mit einer Weidenart (*Elaeagnus angustifolia*) und stellten eine finanzielle Überlegenheit des Mischbestandes fest. Außerdem betonten sie die Möglichkeiten einer Produkt-Diversifikation durch Mischung verschiedener Arten, ohne jedoch die finanziellen Effekte einer breiteren Produktpalette durch Integration der Unsicherheiten zu betrachten.

In Deutschland existieren verschiedene Studien (z.B. BRANDL 1989; MÖHRING 2004; SPELLMANN 2005; KNOKE et al. 2005), welche bei einer deterministischen Betrachtung eine deutliche finanzielle Überlegenheit von Nadelhölzern (i.d.R. Fichte) gegenüber Laubhölzern (i.d.R. Buche) belegen (KNOKE et al. 2008). Demnach erscheinen für einen gegebenen Standort auch Reinbestände der jeweils profitabelsten Baumart empfehlenswert, wenn man Preis-Mengeneffekte einmal außer Acht lässt. Durch die Berücksichtigung von Unsicherheiten (Kalamitäten, Holzpreisschwankungen) und Korrelationen der Parameter der einzelnen Baumarten sowie durch die Integration einer anzunehmenden Risikoaversion des Entscheidungsträgers

kann jedoch gezeigt werden, dass in vielen Fällen Mischungen verschiedener Baumarten auch in finanzieller Hinsicht attraktiv erscheinen können (z.B. KNOKE et al. 2005; KNOKE und WURM 2006; KNOKE et al. 2008; BEINHOFER 2009). Dazu wird in den meisten Studien auf die Theorie der Portfolio-Auswahl (MARKOWITZ 1952) zurückgegriffen, welche in Abschnitt 3.3.1. und Publikation 1 dieser Arbeit eingehender erläutert wird. Eine erste Anwendung dieser Theorie im Hinblick auf die Frage der Baumartenwahl wurde von THOMSON (1991) veröffentlicht. Dabei betrachtete der Autor Mischungen von Reinbeständen der verschiedenen Baumarten und berechnete eine optimale Mischung von 73% Kiefer und 27% Esche für einen moderat risikoaversen Entscheidungsträger im Süden und mittleren Westen der USA. Hierbei wurden keine Effekte berücksichtigt, welche durch Interaktionen der einzelnen Baumarten in kleinflächiger Mischung entstehen. Aufgrund der Schwierigkeit einer Quantifizierung und Integration dieser Effekte befanden in der Folge DEEGEN et al. (1997) den Ansatz der Portfolio-Theorie als ungeeignet zur Bewertung von Mischbeständen. WEBER (2002) untersuchte daraufhin hypothetische Mischungen von „normal“ aufgebauten Betriebsklassen in Deutschland und erkannte ein hohes Potenzial zur Risikominderung für Mischungen aus Fichte und Buche aufgrund einer geringen Risiko-Korrelation dieser Baumarten. Er verzichtete dabei jedoch auf die Berücksichtigung von Risiken durch natürliche Schadereignisse und beschränkte die Unsicherheiten auf die Fluktuation der Holzpreise. KNOKE (2004) und KNOKE et al. (2005) untersuchten ebenfalls Mischungen dieser beiden Baumarten und empfahlen für einen moderat risikoaversen Entscheidungsträger eine Beimischung von 30% Buche. Dabei griffen sie nicht auf Mischungen normal aufgebauter Betriebsklassen zurück, sondern setzten bei der Bestandesbegründung mit der Wahl der Baumartenmischung an. Sie integrierten neben Holzpreisschwankungen auch Überlebenswahrscheinlichkeiten der beiden Baumarten Fichte und Buche in Bezug auf natürliche Schadereignisse. Eine schwache oder leicht negative Korrelation der Holzpreise sowie eine zeitliche Verschiebung der Erträge beider Baumarten infolge unterschiedlicher Umtriebszeiten führten zu einer überproportionalen Absenkung des Risikos der Baumartenmischung bei leicht geringeren Erträgen. Die Auswirkungen einer preisangepassten Ernteplanung wurden von KNOKE und WURM (2006) untersucht, wodurch sich eine weitere Erhöhung der optimalen Buchenanteile auf über 50% ergab. KNOKE und HAHN (2007) beschäftigten sich mit der Möglichkeit, eine risikolose Anlagealternative in die Optimierung zu integrieren. Die Struktur des „Baumartenportfolios“ kann nach dem von beiden Autoren verwendeten Ansatz unabhängig von der individuellen Risiko-

neigung des Waldbesitzers abgeleitet werden. Nach diesem Ansatz erhöhten sich die optimalen Anteile der Fichte analog zum Anstieg des risikofreien Ertrages. Für einen moderat risikoaversen Entscheidungsträger und einer risikofreien Verzinsung von 2% ergab sich ein optimaler Buchenanteil von 60%.

Die genannten Untersuchungen beschäftigten sich mit der Mischung von Baumarten unter Berücksichtigung von Unsicherheiten. Dabei wurden großflächige Mischungen von Reinbeständen betrachtet und Interaktionen der jeweiligen Baumarten sowie die damit verbundenen Effekte im Hinblick auf Zuwachs, Schadresistenz oder Holzqualität ausgeklammert. KNOKE (2007) untersuchte die finanziellen Effekte kleinflächiger Mischungen (gruppenweise) für Fichten-Buchen-Bestände. Dabei wurde ein veränderter Volumenzuwachs (Fichte +16%; Buche -13%) nach KENNEL (1965) sowie Abweichungen in der Holzqualität der Randbäume (Nettoerlöse Fichte -5%, Nettoerlöse Buche -10%, bei einer Mischung von 50% Fichte und 50% Buche) berücksichtigt. Außerdem wurde für die Fichte in kleinflächigen Mischungen eine höhere Überlebenswahrscheinlichkeit angenommen, wodurch sich eine Ausfallwahrscheinlichkeit von rund 20 Prozentpunkten bis zum Alter 100 ergab. Daraus resultierte eine erhöhte finanzielle Attraktivität der kleinflächigen Mischungen im Vergleich zu großflächigen Mischungen. HYYTIÄINEN und PENTINEN (2008) erkannten bei ihren Untersuchungen zu Mischbeständen eine hohe Korrelation der Erträge von Waldbeständen aus Fichte, Kiefer und Birke und folgerten daraus geringe Diversifikationseffekte durch den Anbau verschiedener Baumarten. Dieses Ergebnis basiert jedoch auch auf der hohen Korrelation der Holzpreise der betrachteten Baumarten und einer Ausklammerung unterschiedlicher biophysikalischer Risiken. Im Gegensatz dazu konnten KNOKE und SEIFERT (2008) in einer weiterführenden Studie zu KNOKE (2007) ebenso eine erhöhte finanzielle Attraktivität von kleinflächigen Mischungen nachweisen. Zunächst untersuchten sie separat die finanziellen Auswirkungen der Interaktionen und erkannten aufgrund der erhöhten Resistenz bei einer ausgewogenen Artenmischung aus Fichte und Buche eine deutliche Risikominderung bei gleich hohem Ertrag wie der eines Fichten-Reinbestandes. Der veränderte Volumenzuwachs hatte aufgrund gegensätzlicher Verschiebungen bei beiden Baumarten keinen Einfluss auf die Ergebnisse während eine verminderte Holzqualität die Diversifikationseffekte für Mischungen beider Arten nahezu kompensierte. Eine Gesamtbetrachtung der Effekte nach KNOKE (2007) ergab jedoch eine deutliche Überlegenheit der kleinflächigen Mischung aufgrund der erhöhten Resistenz gegenüber biophysikalischen Schadeinwirkungen.

Die Vorteilhaftigkeit von Mischbeständen im Hinblick auf die Ungewissheit zukünftiger Entwicklungen untersuchte LOHMANDER (1993) anhand eines allgemeinen numerischen Modells mit zwei Anlagealternativen und einer Mischung beider Anlagen. Aufgrund der Möglichkeit, sich mit einer Mischung verschiedene Handlungsalternativen in der Zukunft zu erhalten und spätere Entscheidungen den jeweiligen Entwicklungen anpassen zu können, erreichten Mischungen der Anlagealternativen höhere Kapitalwerte als jede der beiden Alternativen einzeln betrachtet.

2.3. Mit vorliegender Dissertation bearbeitete Forschungsfelder

Zunächst wurde in der vorliegenden Dissertation ein Überblick über die bisherigen forstwissenschaftlichen Studien zur finanziellen Bewertung unter Unsicherheit und die dabei verwendeten Methoden erstellt (Publikation 1), der bislang in der forstwissenschaftlichen Literatur fehlt. Die daraus abgeleiteten Notwendigkeiten und Möglichkeiten einer methodischen Weiterentwicklung im Hinblick auf Fragen der Baumartenwahl umfassen in erster Linie eine Berücksichtigung von Mischungseffekten sowie eine Integration der Ungewissheit, welche aufgrund der langen Planungshorizonte für eine nachhaltige Bewirtschaftung bedeutend erscheint. Als Anwendungsbeispiel wurde in Publikation 2 die finanzielle Attraktivität eines Sekundärwaldes und einer Douglasien-Pflanzung unter Berücksichtigung von Unsicherheiten verglichen und die Höhe möglicher Kompensationszahlungen für den Erhalt des Sekundärwaldes bestimmt. Bei der Übertragung von Bewertungsansätzen aus dem Bereich der Kapitalmarkttheorie auf Fragestellungen der Bewirtschaftung von Ökosystemen können die komplexen Abläufe in einem oder mehreren Ökosystemen bisher jedoch nur in einem vereinfachten Rahmen berücksichtigt werden. Deshalb werden viele bioökonomische Modellierungs- und Bewertungsansätze mitunter als realitätsfern eingestuft (BULTE und VAN KOOTEN 1999). Ein wichtiger Kritikpunkt dabei ist die Reduzierung des Modells auf lediglich eine Art oder aber die Vernachlässigung von Effekten, welche durch Interaktionen verschiedener Arten in Mischungen auftreten können (FLEMING und ALEXANDER 2003; KÖLLNER und SCHMITZ 2006; KNOKE und SEIFERT 2008). Weitere Schwierigkeiten können bei der Berücksichtigung der räumlichen Dimension (z.B. BROWN und ROUGHGARDEN 1997) und besonders im Falle der Betrachtung von Waldökosystemen auch bei der Berücksichtigung der zeitlichen Dimension

(KNOKE 2008) bzw. einer zu deterministischen Betrachtung auftreten. In einem Teil dieser Arbeit (Publikation 3) wurde zum einen versucht, veränderte Volumenzuwächse der beteiligten Baumarten, welche in Einzelmischungen auftreten, zu berücksichtigen. Außerdem wurden die Effekte einer eingeschränkten Übertragbarkeit von Daten aus der Vergangenheit auf zukünftige Entwicklungen untersucht (Publikation 4). Aus diesem Grund soll in den folgenden Abschnitten detaillierter auf beide Punkte eingegangen werden.

2.3.1. Kleinflächige Mischungen

DEEGEN et al. (1997) verwendeten im deutschsprachigen Raum zuerst den Portfolio-Ansatz zur Bewertung von Baumartenmischungen. Dabei kamen sie jedoch zu dem Schluss, dass dieser Ansatz ungeeignet sei, da die Vielzahl an Baumarteninteraktionen schwierig zu berücksichtigen sei. Außerdem bestehen weitere Wissenslücken über den Bezug von forstlicher Biodiversität und den daraus resultierenden Konsequenzen auf das gesamte Ökosystem, wie zum Beispiel Bestandesdynamik oder Stabilität gegenüber Schadereignissen (SCHERER-LORENZEN et al. 2005). Unter anderem auch aufgrund dieser Tatsachen beschränkten sich zahlreiche Studien auf die Betrachtung von Mischungen einzelner Reinbestände (z.B. WEBER 2002; KNOKE 2004; KNOKE et al. 2005; KNOKE und WURM 2006), in einigen Fällen auch in Kombination mit anderen Finanzanlagemöglichkeiten (REDMONT und CUBBAGE 1988; THOMSON 1991, 1997). KNOKE et al. (2008) untersuchten den aktuellen Stand des Wissens in Bezug auf die Effekte, welche durch Interaktionen bei Einzelmischungen auftreten können. Dabei können im Vergleich zu Reinbeständen Veränderungen im Volumenzuwachs der einzelnen Baumarten, in der Resistenz gegenüber Schadereignissen und auch in Bezug auf die Holzqualität auftreten (KNOKE et al. 2008; KNOKE und SEIFERT 2008). Außerdem sind für die Bestandesbegründung sowie für die Bewirtschaftung im weiteren Verlauf in der Regel höhere Kosten zu berücksichtigen (PAUSCH 2005). KNOKE und SEIFERT (2008) untersuchten die Auswirkungen einer Berücksichtigung dieser Effekte auf die Ergebnisse der finanziellen Optimierung. Die Veränderungen im Volumenzuwachs können nach PRETZSCH (2005) und KNOKE et al. (2008) sowohl positiv als auch negativ ausfallen und hängen in erster Linie von der Baumart und den jeweiligen Standortbedingungen ab. So ist für einen Reinbestand einer Baumart auf dem artspezifisch optimalen Standort durch Beimischung einer anderen Baumart keine Erhöhung der Zuwachsleistung zu erwarten, vielmehr kann in diesem Fall auch eine Verminderung der

Zuwachsleistung auftreten. Andererseits konnten jedoch für Mischungen aus Fichte und Buche auch höhere Biomassezuwächse für beide Baumarten nachgewiesen werden (PRETZSCH und SCHÜTZE 2009). Weitere Faktoren für Veränderungen im Zuwachs sind der Grad der Anpassung an die jeweilige ökologische Nische (z.B. MENALLED et al. 1998), waldbauliche Eingriffe und auch die Mischungsanteile der Baumarten (KNOKE et al. 2008). Außerdem belegen Untersuchungen (z.B. MITSCHERLICH 1952; PRETZSCH 2003, 2005), dass die Zuwächse in Mischbeständen infolge von Störungen bzw. waldbaulichen Eingriffen aufgrund der heterogenen Struktur im Vergleich zu Reinbeständen weniger stark abnehmen (KNOKE et al. 2008). Demzufolge ist besonders für bewirtschaftete Mischbestände durchaus das Potenzial einer höheren Zuwachsleistung vorhanden. Andererseits können selbst verminderte Zuwachsleistungen einer Baumart durch zusätzliche Erträge einer anderen Baumart kompensiert werden: VALKONEN und VALSTA (2001) konnten beispielweise für Mischbestände aus Fichte und Birke trotz eines verminderten Volumenzuwachses der Fichte höhere finanzielle Erträge durch ein besseres Wachstum der Birke errechnen, ohne auch noch eine erhöhte Resistenz der Mischungen einzubeziehen. Eine erhöhte Belastung durch äußere Faktoren wie z.B. Ozon kann wiederum aufgrund der unterschiedlichen Reaktionen der beteiligten Baumarten zu einer Veränderung der Zuwächse als auch der Stammformen führen (PRETZSCH 2010) und damit unterschiedliche finanzielle Auswirkungen auf Rein- und Mischbestände haben. Verschiedene Untersuchungen (z.B. AUSTIN et al. 1997; DEBELL et al. 1997; KHANNA 1997; KUMAR et al. 1998; BAUHHUS et al. 2000, 2004; FORRESTER et al. 2004) befassten sich auch mit den Effekten einer Mischung von Stickstoff-fixierenden Baumarten und Arten der Gattung *Eucalyptus* und stellten positive Veränderungen der Zuwachsleistungen fest (WEST 2006). Ein historischer Überblick zur Zuwachsmodellierung von Rein- und Mischbeständen findet sich bei PRETZSCH (1999).

Eine Veränderung der Resistenz gegenüber biophysikalischen Schadereignissen hängt zunächst von der Baumart und dem auftretenden Schadereignis ab. Dennoch wurde in verschiedenen Studien (z.B. SCHMIDT-HAAS und BACHOFEN 1991; KÖNIG 1995; SCHÜTZ et al. 2006) beispielsweise für Nadelbäume in Mischung mit Laubbäumen eine erhöhte Resistenz gegenüber Sturmschäden festgestellt. Weiterhin kann mit einer erhöhten Resistenz gegenüber Schäden durch Insekten- oder Pilzbefall gerechnet werden (KEENAN et al. 1995; JACTEL et al. 2005; KNOKE et al. 2008; KNOKE und SEIFERT 2008; HEIERMANN und SCHÜTZ 2008). Diese Umstände sind jedoch noch nicht ausreichend untersucht und teilweise existieren auch konträre

Ergebnisse (KNOKE und SEIFERT 2008). Insgesamt ist jedoch eine erhöhte Resistenz von Mischbeständen gegenüber biophysikalischen Schadereignissen anerkannt (WEST 2006). Ein negativer Effekt kann bei Baumartenmischungen in Bezug auf die Holzqualität auftreten (KNOKE et al. 2008; KNOKE und SEIFERT 2008). Für Fichte beispielsweise wurden in Mischbeständen längere Kronen und eine erhöhte Anzahl an Grünästen nachgewiesen, für Buche ein erhöhter Anteil an Kronenbiomasse im Verhältnis zur Stammholzmasse sowie eine verstärkte Kronenasymmetrie in Verbindung mit Stammkrümmungen (SEIFERT 2003; KNOKE und SEIFERT 2008). Andererseits sind durchaus auch positive Effekte auf die Holzqualitäten beider Baumarten in Mischung dokumentiert und mögliche Auswirkungen hängen stark von der Mischungsform ab, so dass eine abschließende Beurteilung in Bezug auf die genannten Baumarten momentan nicht möglich erscheint (KNOKE und SEIFERT 2008).

Die bisherigen Studien, welche sich mit der finanziellen Bewertung von Baumartenmischungen beschäftigten und dabei Mischungseffekte berücksichtigten, verwendeten zur Quantifizierung dieser Effekte die Ergebnisse aus verschiedenen vorhergehenden Arbeiten. In Publikation 3 dieser Arbeit wurde umfangreiches empirisches Datenmaterial zur Untersuchung der Mischungseffekte auf den Zuwachs verwendet: Die Zuwachssteigerungen des Rauli konnten die analogen Zuwachseinbußen der Douglasie in finanzieller Hinsicht nicht kompensieren, so dass Mischungen einzelner Reinbestände vorteilhafter erschienen. Allerdings konnten in dieser Arbeit eine veränderte Resistenz oder Abweichungen in der Holzqualität aufgrund mangelnder Daten nicht in die Auswertung integriert werden.

Insgesamt sind die Auswirkungen von Einzelmischungen auf die Ergebnisse der finanziellen Bewertung noch nicht ausreichend untersucht. Die Notwendigkeit aufgrund einer mangelnden Realitätsnähe der bisherigen Modelle, welche zu einer deutlichen Abweichung im Vergleich zu den Ergebnissen finanzieller Bewertungen ohne Berücksichtigung dieser Effekte führen kann, wurde jedoch im Bereich der Forstwirtschaft bereits nachgewiesen (KNOKE und SEIFERT 2008).

2.3.2. Unsicherheit der Risikoeinschätzung

Im Rahmen der forstbetrieblichen Planung werden oftmals Entscheidungen getroffen, welche aufgrund der langen Produktionszeiten Konsequenzen für sehr lange Zeithorizonte ha-

ben. Daraus entstehen Unsicherheiten, welche bei der Entscheidung berücksichtigt werden müssen. Dies betrifft auch das Problem der Baumartenwahl. In diesem Zusammenhang wurde in einigen Untersuchungen bisher versucht, über eine Optimierung des Zusammenhangs aus Erwartungswert und Varianz der finanziellen Erträge eine rationale Entscheidung zu ermöglichen. Diese Werte basieren jedoch vollständig auf Daten der Vergangenheit und können infolge zukünftiger Veränderungen stark variieren oder mit Fehlern behaftet sein. Optimierungsergebnisse anhand einer Mittelwert-Varianz-Analyse reagieren stark sensitiv bei geringfügigen Änderungen der zugrundeliegenden Eingangswerte und sind damit nicht robust bei Unsicherheiten in der Schätzung dieser Parameter. Dieser Umstand und die daraus resultierenden Folgen für die Optimierungsergebnisse wurden in jüngerer Vergangenheit im Bereich der Entscheidungstheorie (z.B. FERSON und GINZBURG 1996; BEN-HAIM 2006) oder auch speziell im Bereich der Portfolio-Analyse (z.B. BALLESTERO et al. 2007; FABOZZI et al. 2007a, 2007b, 2009) untersucht. Als Lösungsansätze werden dabei verschiedene sogenannte robuste Verfahren vorgeschlagen, welche keine vollständige oder überhaupt keine Übertragbarkeit der Daten aus der Vergangenheit annehmen und damit zu einer geringeren Sensitivität der Optimierungsergebnisse bezüglich einer möglichen Veränderung der Ausgangslage führen (FABOZZI et al. 2007a, 2007b). Dabei werden sogenannte uncertainty-sets verwendet (BEN-HAIM 2006; FABOZZI et al. 2007a, 2007b, 2009), für die angenommen wird, dass sie den Umfang einer möglichen zukünftigen Veränderung der verwendeten Parameter beinhalten. Einen Überblick über Techniken einer robusten Optimierung geben BEYER und SENDHOFF (2007), BEN-TAL und NEMIROVSKI (2008) sowie BEN-TAL et al. (2009). Im Gegensatz zur Sensitivitätsanalyse werden dabei Unsicherheiten der Daten bzw. mögliche zukünftige Abweichungen bereits in die Modellierung des Problems integriert. Die stochastische Optimierung (z.B. PUKKALA 1998) folgt einem vergleichbaren Ansatz, jedoch wird in diesem Fall eine Integration der Unsicherheit über eine stochastische Modellierung vorgenommen, wofür Annahmen über die Verteilungen der unsicheren Parameter nötig sind (BEN-TAL et al. 2009).

Im Bereich der Planung zur Bewirtschaftung von Ökosystemen liegen nur wenige Untersuchungen vor, welche sich mit robusten Modellen durch Integration von Ungewissheit beschäftigen. Ein Großteil dieser vorliegenden Studien basiert dabei auf der Information-Gap-Decision Theorie (BEN-HAIM 2006): REGAN et al. (2005), MOILANEN und WINTLE (2006), MOILANEN et al. (2006), HALPERN et al. (2006), DEINES et al. (2007) oder McDONALD-MADDEN et al. (2008) nutzten den Ansatz zur Maximierung der Robustheit einer Entscheidung für verschiedene

Fragestellungen im Bereich des Artenschutzes. Im Bereich der Agrarwirtschaft optimierten beispielsweise BOHLE et al. (2010) basierend auf den Arbeiten von BEN-TAL und NEMIROVSKI (1998, 1999, 2000) sowie EL GHAOUI et al. (1997, 1998) die Ernteplanung für einen Weinberg. In der forstbetrieblichen Planung existiert ebenso nur eine relativ geringe Anzahl vergleichbarer Studien: BOYLAND et al. (2005) testeten Ernteentscheidungen im Hinblick auf die Robustheit von Kennwerten einer nachhaltigen Planung für unterschiedliche Ausmaße von Unsicherheit. MCCARTHY und LINDENMAYER (2007) verwendeten die Information-Gap-Decision Theorie zur Bewertung einer Rekultivierung von Waldbrandflächen mit einheimischen oder exotischen Baumarten, KNOKE (2008) bewertete die finanzielle Robustheit von Misch- und Reinbeständen und HÖLLERL (2009) die Robustheit waldbaulicher Maßnahmen im Gebirge. PALMA und NELSON (2009) optimierten forstliche Ernteentscheidungen bei unsicherer Nachfrage und unsicherem Holzvolumen auf Basis des Modells von BERTSIMAS und SIM (2004).

Die einzige Studie (KNOKE 2008), welche im Rahmen der finanziellen Optimierung von Baumartenmischungen deren Robustheit im Hinblick auf ungewisse Entwicklungen bewertete, verwendete hierzu ein Modell nach BEN-HAIM (2006). Nach diesem Modell wird eine optimale Baumartenmischung gesucht, welche auch bei sehr großer Ungewissheit im Hinblick auf den ungewissen Erwartungswert einen festgelegten Zielwert mit ausreichender Wahrscheinlichkeit nicht unterschreitet. Dabei wird jedoch eine Ungewissheit in Bezug auf die Risikoeinschätzung, welche ebenso auf Daten der Vergangenheit beruht, vernachlässigt. In Publikation 4 wurden ungewisse Erwartungswerte sowie Ungewissheit in Bezug auf deren Risikoeinschätzung auf Basis der Arbeit von GOLDFARB und IYENGAR (2003) berücksichtigt. Im Rahmen einer Worst-Case-Optimierung wurde nach einer Baumartenmischung gesucht, welche auch unter der Annahme von ungewissen Modellierungsparametern im ungünstigsten Fall einen möglichst hohen finanziellen Ertrag liefert. Ein Vergleich mit den Ergebnissen der klassischen Worst-Case-Optimierung zeigte dabei für verschiedene Szenarien wesentlich stabilere Optimierungsergebnisse für das robuste Verfahren.

3. Material und Methoden

3.1. Untersuchungsgebiete

Die Studien zu Fragen der Baumartenwahl wurden auf Basis verschiedener Untersuchungsbestände durchgeführt. Zunächst wurden ein Sekundärwald und eine Douglasien-Pflanzung in Mittelchile verglichen, die Optimierung von Baumartenanteilen anhand einer Mittelwert-Varianz-Analyse wurde für gemischte Pflanzungen in Süd-Chile durchgeführt und die Untersuchungen zu den Auswirkungen einer robusten Optimierung basieren auf Daten von Beständen aus Bayern. In der Folge werden die einzelnen Untersuchungsgebiete vorgestellt.

3.1.1. Sekundärwald und Douglasien-Pflanzungen in Mittelchile

Die Datengrundlage zum Vergleich eines Naturwaldes und einer Pflanzung aus lediglich einer Baumart wurde von HILDEBRANDT und KLEIN (2005) im Rahmen einer Stichprobeninventur im Jahr 2003 in einem Forstbetrieb in Mittelchile (VIII. Region) erfasst. Der Betrieb umfasst insgesamt ca. 5000 ha und liegt in den Voranden in einem Höhenbereich von 700 bis 1600 m ü. NN. Aufgrund zeitlicher Restriktionen wurde die Inventur auf Bestände in Tallagen beschränkt, welche bereits naturnah bewirtschaftet wurden oder zur Bewirtschaftung besonders geeignet erschienen (erfasste Fläche: 330 ha). In diesem Bereich herrscht die Waldgesellschaft Roble-Rauli-Coigüe vor, die sich überwiegend aus drei Scheinbuchenarten (Roble, *Nothofagus obliqua*, Mirb., BL.; Rauli, *Nothofagus alpina*, [Poepp. et Endl.] Oerst.; Coigüe, *Nothofagus dombeyi*, [Mirb.] Oerst.), mit einer je nach Höhenlage unterschiedlichen führenden Baumart und Beimischungen schattentoleranter Begleitbaumarten zusammensetzt. Charakteristisch für die Dynamik dieser Waldgesellschaft ist das Auftreten von Störungen, welche eine Verjüngung der schattenintoleranten *Nothofagus*arten ermöglichen und ein sukzessives Dominieren der schattentoleranten Begleitbaumarten verhindern (MÜLLER-USING 1973; VEBLEN et al. 1980, 1981, 1996, 1999; GROSSE und QUIROZ 1998). Das Klima kann bei einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 2500-3000 mm und einer Jahresdurchschnittstemperatur von 10 °C als gemäßigt angesehen werden, wobei im Frühjahr mit einer ausgeprägten Trockenzeit gerechnet werden muss. Die überwiegend sandig-lehmigen Böden vulkanischen Ursprungs in den Hanglagen bieten eine sehr gute Nährstoff- und Wasserver-

sorgung. An Hangfüßen findet sich mitunter gröberes und feineres Erosionsmaterial, während in Flussnähe sandige Sedimente in Mischung mit vulkanischem Material überwiegen. Außer vereinzelt Schneebrüchen in den Laubholzbeständen und Insektenfraß an Coigüe sind keine ernsthaften Schadereignisse dokumentiert (NEIPPERG und HOHENLOHE-WALDENBURG 2001).

3.1.2. Mischungen aus Rauli und Douglasie in Südchile

Die Datengrundlage der Mischungen aus Rauli und Douglasie wurde vom chilenischen Instituto Forestal im Rahmen des Projektes „Bosques Seminaturales: opción tecnológica para la rehabilitación de bosques nativos“ (Halbnatürliche Mischwälder: Eine technologische Alternative für die Sanierung und Förderung der Naturwälder) in den Jahren 2006 und 2007 in 43 Untersuchungsbeständen im südlichen Chile (IX. und X. Region) erhoben. Halbnatürliche Wälder umfassen in diesem Zusammenhang Mischungen aus einheimischen und exotischen Baumarten und werden einerseits als Möglichkeit zur Sanierung degradiertes Naturwälder betrachtet, auf der anderen Seite stellen sie auch eine interessante Alternative für die Aufforstung von Brachflächen dar¹. Da Aufforstungen dieser Art in Chile bisher lediglich in relativ geringem Umfang existieren, mussten die Daten in mehreren verschiedenen Betrieben erhoben werden, wodurch die Standortbedingungen nicht in einheitlicher Form gegeben sind. Die Modellierung und anschließende Optimierung wurde für die in der forstlichen Praxis in Chile geläufigste Mischung (HAHN 2006) aus Rauli und Douglasie mit einer Umtriebszeit von 40 Jahren durchgeführt. Die ertragskundliche Datengrundlage der Mischungen und Reinbestände aus Rauli und Douglasie wurde überwiegend im Forstbetrieb Natalhue nahe der Kleinstadt Lanco (X. Region) erhoben. Die Stichprobenpunkte befanden sich dabei auf einer Höhe von 160-660 m NN. Der durchschnittliche Jahresniederschlag beträgt dort ca. 2200 mm bei einer mittleren Jahrestemperatur von 11,5-12 °C, das Klima wird als mediterranes Gebirgsklima bezeichnet. In den Sommermonaten können bei einer Durchschnittstemperatur von 17-18 °C mehrwöchige Trockenphasen auftreten. Die Böden im Untersuchungsgebiet werden der Serie Lanco zugeordnet und sind vulkanischen Ursprungs. Sie ver-

¹ Diese Definition weicht etwas von der Definition der FAO ab. Danach umfassen halbnatürliche Wälder diejenigen Bestände, welche aus einheimischen Baumarten bestehen und mit Hilfe von künstlicher Bestandesbegründung oder geförderter Naturverjüngung etabliert wurden. Exotische Baumarten können durch Naturverjüngung beteiligt sein (FAO 2005b).

fügen über einen gut durchwurzelbaren A- und B-Horizont bis zu 80 cm Tiefe, gefolgt von einem mineralischen Unterbodenhorizont mit einer dünnen Schicht aus Eisen- und Mangananreicherungen (QUIROZ und ROJAS 2003). Über vermehrt auftretende Schadereignisse liegen keine Informationen vor.

3.1.3. Mischungen aus Fichte und Buche in Bayern

Die Daten zur Untersuchung der Mischungen aus Fichte und Buche stammen aus einer Studie von KNOKE und WURM (2006). Dabei wurden Werte aus früheren Untersuchungen (KNOKE 2002a, FELBERMEIER unveröffentlicht) verwendet, welche im Stiftungswald der Ludwig-Maximilians-Universität München (Buche) bzw. auf vergleichbaren Standorten in Mittelschwaben (Fichte) erhoben wurden. Der Stiftungswald der Ludwig-Maximilians-Universität München befindet sich nahe der niederbayerischen Stadt Landshut (Wuchsgebiet: Tertiäres Hügelland; Wuchsbezirk: Niederbayerisches Tertiärhügelland; Teilwuchsbezirk: Westliches niederbayerisches Tertiärhügelland) und umfasst eine Fläche von 468,2 ha (Holzbodenfläche: 427,5 ha). Die Meereshöhe beträgt zwischen 440 und 550 m NN, die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 7,8 °C und ist damit etwas höher als der bayerische Durchschnittswert. Dagegen liegt der Durchschnittswert der Jahresniederschläge mit 700 mm etwas unter dem landesweiten Mittelwert, weshalb auf kiesig-sandigen Standorten bisweilen Wassermangel auftreten kann. Der Anteil dieser Standortsgruppe beträgt 26,9%, es dominieren jedoch lehmige Standorte mit ausreichender Wasserversorgung (41,9%). Außerdem finden sich zeitweilig zur Vernässung neigende Feinlehmstandorte (16,3%), Ton- und Lettenböden (7,4%) sowie Mulden und Bachtälchen mit reichlich Wasser (7,5%). Insgesamt kann von einer überwiegend guten Wasserversorgung und einer sehr guten Nährstoffversorgung ausgegangen werden. Neben lokal und temporär auftretenden Wassermangelerscheinungen kann sowohl Nassschnee im Winter als auch Sturm im Frühjahr oder Herbst vor allem auf nassen und wechselfeuchten Standorten zu Schäden führen (KNOKE 2003).

3.2. Datengrundlage

3.2.1. Sekundärwald und Douglasien-Pflanzungen in Mittelchile

Bei der Stichprobeninventur im Jahr 2003 wurde zwischen den Bestandestypen Naturwald jung (< 40 Jahre) und Naturwald alt (> 40 Jahre) sowie Pflanzung (Douglasie) unterschieden. Dabei ergab sich für den erfassten Bereich eine plenterartige Stammzahlverteilung sowohl für den Naturwald als auch für die Pflanzung. Während eine plenterartige Struktur im Naturwald auch auf kleiner Fläche durchaus gegeben ist, resultiert diese Verteilung in der Douglasien-Pflanzung aus einer Mischung der Stammzahlverteilungen von in sich gleichaltrigen, aber zu unterschiedlichen Zeitpunkten angebauten Beständen. Die Grundflächenanteile der erfassten Bestände sind dominiert von den Naturwaldbaumarten (Rauli 30%; Roble 21%; Coigüe 27%), während die Douglasien-Pflanzungen (15%) und sonstige Arten (7%) in geringerem Umfang vertreten sind. Zur Beschreibung der Bestockungsdichte wurden die durchschnittlichen Standraumflächen der einzelnen Bestandestypen mit Hilfe von Funktionen (Dahm 1995) berechnet und standraumabhängige Bestockungsdichten hergeleitet. Dabei ergab sich für den Naturwald im Durchschnitt eine Vollbestockung (standraumabhängige Bestockungsdichte Naturwald jung: 1,07) bzw. eine leichte Überbestockung (standraumabhängige Bestockungsdichte Naturwald alt: 1,31) bei sehr heterogenen Verhältnissen. Die Douglasien-Pflanzungen wiesen im Durchschnitt ebenso eine Vollbestockung auf (standraumabhängige Bestockungsdichte Pflanzung: 1,03), jüngere Bestände erreichten aber auch hier deutlich geringere Werte als die teilweise überbestockten älteren Bestände. Die Durchschnittsvorräte waren im Naturwald etwas höher (Naturwald jung: 217 Vfm/ha; Naturwald alt: 285 Vfm/ha) als im Bestandestyp Pflanzung (176 Vfm/ha), insgesamt waren die Vorräte auf der Untersuchungsfläche jedoch eher gering und sehr heterogen verteilt. Über Durchmesserzuwachsfunctionen der vier Hauptbaumarten wurde die Entwicklung der einzelnen Bestandestypen in Abhängigkeit von der Eingriffstärke prognostiziert. Dabei ergab sich für die Douglasien-Pflanzung ein deutlich höherer laufender jährlicher Volumenzuwachs (25-29 Vfm/ha) als für die Bestandestypen Naturwald jung (8-9 Vfm/ha) bzw. Naturwald alt (6 Vfm/ha). Eine Ursache für diesen deutlichen Unterschied in den Zuwachsleistungen liegt sicherlich in den Übernutzungen des Naturwaldes in der Mitte des 20. Jahrhunderts, welche zur Bildung von momentan relativ vorratsarmen, einschichtigen Sekundärwäldern mit vereinzelten Primärwaldresten führten (HILDEBRANDT und KLEIN 2005).

Auf Basis der naturalen Zuwächse wurden für den Sekundärwald über ein Regressionsmodell laufende jährliche Wertzuwächse in Abhängigkeit des Bestandesalters berechnet und über eine Umtriebszeit von 40 Jahren aufsummiert. Die Streuung des Regressionsmodells sowie die Streuung der Holzpreise dienten in der Folge bei der Anwendung einer Monte Carlo Simulation² (1000 Wiederholungen) zur Quantifizierung der Unsicherheit der Erträge. Im Rahmen dieser Simulation wurden die innerhalb von 40 Jahren erreichten Abtriebswerte pro ha als möglicher Jahresertrag einer 40 ha großen, nachhaltig aufgebauten Betriebsklasse aufgefasst. Indem der Abtriebswert je ha durch 40 geteilt wurde, ergab sich der Jahresnettoertrag der Betriebsklasse pro ha.

Die Nettoerträge der Douglasien-Pflanzung basieren auf einer früheren Studie (CABRERA 2004), bei welcher eine Umtriebszeit von 35 Jahren angenommen wurde. Aus diesem Grunde erfolgte der Vergleich zwischen Sekundärwald und Douglasien-Pflanzung ebenso für einen Prognosezeitraum von 35 Jahren. Zusätzlich wurde bei der Berechnung der Annuitäten der Douglasien-Pflanzung der durchschnittliche Abtriebswert eines Hektars Sekundärwald (614 US \$) als positiver Nettoertrag bei der Umwandlung des Sekundärwaldes in eine Douglasien-Pflanzung berücksichtigt. Auch in diesem Fall wurde über Monte Carlo Simulationen (1000 Wiederholungen) unter Berücksichtigung der Streuung der einzelnen Nettoerträge eine Häufigkeitsverteilung der Annuitäten (Zinssatz: 6%) berechnet.

3.2.2. Mischungen aus Rauli und Douglasie in Südchile

Die ertragskundliche Datengrundlage für die Optimierung von Mischungen aus Rauli und Douglasie wurde über mehrere Betriebe hinweg mit Hilfe einer n-Baum-Stichprobe (vgl. VAN LAAR und AKÇA 1997) erhoben. Dabei wurden bestimmte Mischungsverhältnisse der betrachteten Baumarten mit dem Ziel der Zuwachsmodellierung in Abhängigkeit von Mischung und Konkurrenzsituation erfasst. Aus diesem Grund liegen für die unterschiedlichen Betriebe keine repräsentativen Inventurdaten vor.

² Monte Carlo Simulation: Mit Hilfe dieser Simulationstechnik können stochastische Prozesse mit mehreren Einflussgrößen simuliert werden. Durch vielfache Wiederholung lässt sich eine Wahrscheinlichkeitsverteilung der zu modellierenden Größe berechnen (eine ausführliche Beschreibung der Monte Carlo Simulation findet sich zum Beispiel bei BEINHOFER 2009).

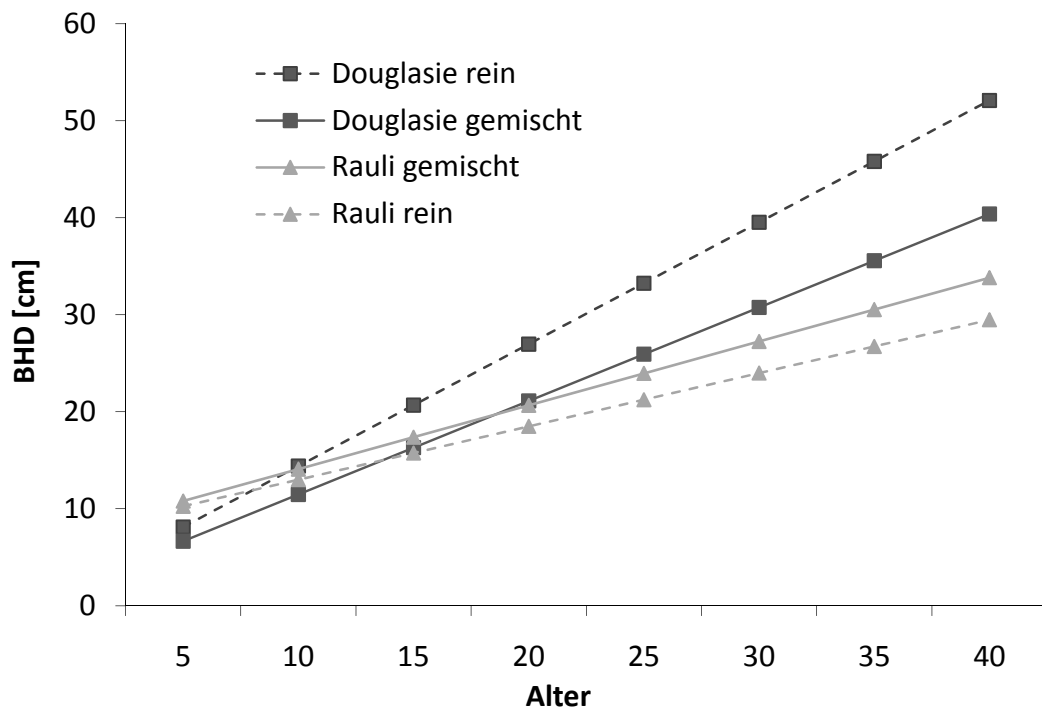


Abb. 2: Entwicklung der durchschnittlichen Durchmesser von Rauli und Douglasie in Misch- und Reinbeständen

Die Zuwachsmodellierung erfolgte am Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung im Rahmen einer Diplomarbeit (KIRCHLECHNER 2007), deren Ergebnisse in der Folge für die Optimierung der Baumartenmischungen herangezogen wurden. Die verwendeten Modelle wurden mit Hilfe unechter Zeitreihen parametrisiert. Das räumliche Nebeneinander verschieden alter Bäume wurde damit als eine zeitliche Entwicklung betrachtet. Bei den Zuwachsmodellen wurde unterschieden, ob der jeweilige Baum einem stärksten Bedränger der gleichen oder einer anderen Baumart ausgesetzt ist. Diese Unterscheidung wurde anschließend dazu verwendet, die Durchmesserentwicklung beider Baumarten in Mischung sowie in Reinbeständen zu berechnen. Dabei wurde angenommen, dass in einer Mischung beider Baumarten stets ein stärkster Bedränger der jeweiligen anderen Baumart und in Reinbeständen stets ein Bedränger der selben Baumart auftritt. Mit Hilfe dieser Zuwachsmodelle konnte die durchschnittliche Durchmesserentwicklung für hypothetische Rein- und Mischbestände beider Baumarten modelliert werden (Abb. 2).

Die Zuwachsmodellierung ergab bei der Baumart Rauli eine Zuwachssteigerung in der Mischung mit Douglasie, während die Douglasie deutlich geringere Zuwächse in einer Mischung mit Rauli leistet.

Bei der Optimierung wurden Mischungseffekte in Form von Zuwachsveränderungen bei Einzelmischungen berücksichtigt. Dazu wurden zunächst die Bestandesvolumina der Reinbestände und für eine auf beide Baumarten verteilte Mischung (Anteile 50:50) berechnet. Die Kalkulation der Bestandesvolumina im Falle ungleichmäßig verteilter Mischungen erfolgte zunächst über eine Interpolation der Volumina der einzelnen Baumarten bei einer gleichmäßigen Mischung und der jeweiligen Volumina der Reinbestände beider Baumarten. Anschließend wurden die Bestandesvolumina beider Baumarten bei ungleichmäßiger Mischung addiert (Abb. 3).

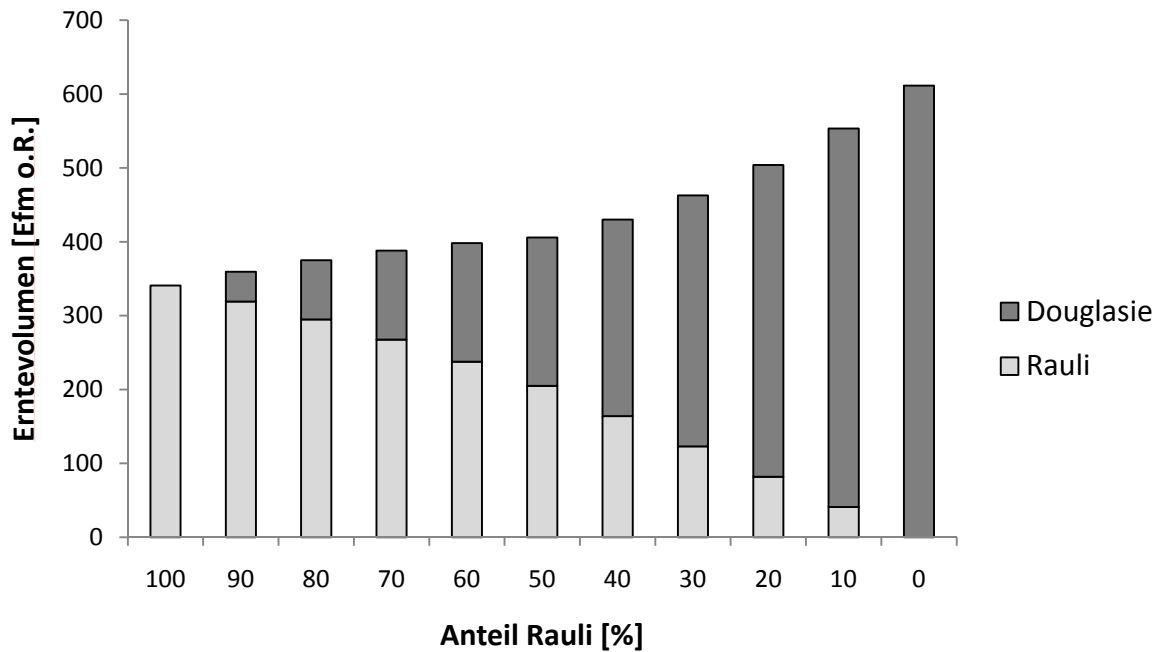


Abb. 3: Erntevolumina von Reinbeständen und Einzelmischungen mit unterschiedlichen Anteilen beider Baumarten (Alter=40 Jahre)

In der Folge wurden unter Berücksichtigung der Kosten für Bestandesbegründung, Ernte, Aufarbeitung und Transport sowie der Streuung der Holzpreise die Kapitalwerte mit unterschiedlicher Verzinsung (3%, 5% und 7%) der verschiedenen Mischungen mit einer Umtriebszeit von 40 Jahren sowie deren Streuungen berechnet.

3.2.3. Mischungen aus Fichte und Buche in Bayern

Die Ableitung der Nettoerlöse und deren Streuungen erfolgte auch in diesem Fall über Monte Carlo Simulationen (1000 Wiederholungen). Dabei wurden sowohl Holzpreisunsicherheiten als auch Überlebenswahrscheinlichkeiten der beiden Baumarten im Hinblick auf natürliche Schadereignisse (Insektenschäden, Schneebruch oder Windwurf) berücksichtigt. Um hierbei unterschiedliche Umtriebszeiten vergleichbar zu machen, wurden die Simulationen über einen Zeitraum von 510 Jahren mit mehreren Bewirtschaftungsperioden durchgeführt, wobei am Ende jeder Periode das Erreichen eines minimalen Holzpreises bzw. das Auftreten eines Schadereignisses ausschlaggebend für die Ernteentscheidung war. Aus den resultierenden Nettoerlösen wurden zu einem Zins von 2% Kapitalwerte von Reinbeständen und Mischungen beider Baumarten und deren Streuungen abgeleitet (KNOKE und WURM 2006). Die Quantile der resultierenden Verteilungen der Kapitalwerte sind in Tab. 1 aufgelistet:

Tab. 1: Quantile der simulierten Verteilungen von Kapitalwerten [EUR/ha] verschiedener Mischungen aus Fichte und Buche (Knoke und Wurm 2006)

Anteil Buche	Mittel- wert	Standard- abw.	Quantile								
			0.99	0.95	0.90	0.75	0.50	0.25	0.10	0.05	0.01
0	5.028	2.599	8.827	8.259	7.928	7.317	5.447	2.958	1.545	444	1.083
0.05	4.971	2.468	8.592	7.994	7.717	7.157	5.424	3.029	1.649	628	-788
0.1	4.914	2.340	8.355	7.762	7.535	6.998	5.321	3.093	1.768	817	-540
0.15	4.858	2.214	8.125	7.617	7.363	6.823	5.204	3.139	1.852	900	-338
0.2	4.801	2.092	7.881	7.442	7.188	6.652	5.122	3.172	1.903	1.070	-144
0.25	4.744	1.973	7.697	7.225	7.008	6.495	5.038	3.219	2.028	1.241	54
0.3	4.688	1.859	7.497	7.089	6.832	6.351	4.938	3.268	2.158	1.401	236
0.35	4.631	1.750	7.295	6.917	6.672	6.189	4.771	3.350	2.137	1.512	415
0.4	4.574	1.648	7.087	6.742	6.506	6.046	4.671	3.374	2.245	1.693	610
0.45	4.518	1.554	6.892	6.595	6.347	5.894	4.588	3.457	2.344	1.830	546
0.5	4.461	1.468	6.731	6.420	6.184	5.744	4.512	3.467	2.460	1.926	574
0.55	4.404	1.394	6.592	6.265	6.037	5.595	4.499	3.499	2.563	1.942	585
0.6	4.348	1.332	6.448	6.125	5.887	5.440	4.478	3.507	2.637	1.934	513
0.65	4.291	1.286	6.336	5.983	5.727	5.296	4.440	3.540	2.638	1.858	414
0.7	4.234	1.255	6.242	5.825	5.607	5.198	4.407	3.582	2.630	1.689	276
0.75	4.178	1.242	6.160	5.701	5.467	5.066	4.360	3.645	2.503	1.567	118
0.8	4.121	1.247	6.078	5.573	5.352	4.938	4.329	3.703	2.495	1.424	-282
0.85	4.064	1.269	6.001	5.481	5.269	4.886	4.308	3.751	2.357	1.323	-534
0.9	4.008	1.309	5.934	5.473	5.210	4.809	4.286	3.722	2.300	1.061	-724
0.95	3.951	1.364	5.858	5.458	5.159	4.762	4.276	3.662	2.055	858	1.072

1 3.894 1.433 5.879 5.427 5.199 4.735 4.237 3.595 1.850 576 1.425

Die angegebenen Werte wurden als Referenzdatensatz für eine Bewertung der klassischen und der robusten Worst-Case-Maximierung herangezogen. Die Berücksichtigung möglicher zukünftiger Veränderungen bei der Optimierung der Baumartenanteile und deren Auswirkungen auf die Höhe der erwarteten Erträge und die Sensitivität der Lösungen wurden anhand verschiedener verzerrter Datensätze und eines Vergleiches mit den Ergebnissen des Referenzdatensatzes getestet. Dazu wurden die optimalen Baumartenanteile anhand beider Modelle für verschiedene simulierte Datensätze berechnet und auf den Referenzdatensatz übertragen. Die 27 anhand des Referenzdatensatzes abgeleiteten verzerrten Datensätze (vgl. Publikation 4) beinhalten Kombinationen aus pessimistischen, realistischen und optimistischen Szenarien für die Verteilungen der finanziellen Erträge beider Baumarten und Variationen der Korrelationskoeffizienten (Tab. 2).

Tab. 2: Vom Referenzdatensatz abgeleitete Kombinationen möglicher fehlerhafter Einschätzungen der Mittelwerte und Standardabweichungen der Kapitalwerte [EUR/ha] beider Baumarten sowie der Korrelationskoeffizienten (27 Szenarien)

Szenario	Variante Fichte	Kapitalwert		Variante Buche	Kapitalwert		Korrelationskoeffizient
		Mittelwert	Standardabweichung		Mittelwert	Standardabweichung	
1		6.536	4.150		5.062	2.634	-0,3
2	optimistisch	6.536	4.150	optimistisch	5.062	2.634	0,0
3		6.536	4.150		5.062	2.634	0,3
4		6.536	4.150		3.894	1.433	-0,3
5	optimistisch	6.536	4.150	realistisch	3.894	1.433	0,0
6		6.536	4.150		3.894	1.433	0,3
7		6.536	4.150		2.726	1.000	-0,3
8	optimistisch	6.536	4.150	pessimistisch	2.726	1.000	0,0
9		6.536	4.150		2.726	1.000	0,3
10		5.028	2.599		5.062	2.634	-0,3
11	realistisch	5.028	2.599	optimistisch	5.062	2.634	0,0
12		5.028	2.599		5.062	2.634	0,3
13		5.028	2.599		3.894	1.433	-0,3
14	realistisch	5.028	2.599	realistisch	3.894	1.433	0,0
15		5.028	2.599		3.894	1.433	0,3
16		5.028	2.599		2.726	1.000	-0,3
17	realistisch	5.028	2.599	pessimistisch	2.726	1.000	0,0
18		5.028	2.599		2.726	1.000	0,3

19		3.520	1.500		5.062	2.634	-0,3
20	pessimistisch	3.520	1.500	optimistisch	5.062	2.634	0,0
21		3.520	1.500		5.062	2.634	0,3
22		3.520	1.500		3.894	1.433	-0,3
23	pessimistisch	3.520	1.500	realistisch	3.894	1.433	0,0
24		3.520	1.500		3.894	1.433	0,3
25		3.520	1.500		2.726	1.000	-0,3
26	pessimistisch	3.520	1.500	pessimistisch	2.726	1.000	0,0
27		3.520	1.500		2.726	1.000	0,3

3.3. Bewertungsansätze

Bewertungsansätze für Investitionsentscheidungen unter Unsicherheit lassen sich in sogenannte parametrische und nichtparametrische Verfahren einteilen. Parametrische Verfahren verwenden zur Bewertung lediglich bestimmte Kenngrößen (z.B. Mittelwert, Varianz) und basieren dadurch auch auf restriktiveren Annahmen (z.B. Normalverteilung der Erträge, Beschränkung auf eine Nutzenfunktion). Nichtparametrische Verfahren dagegen verwenden in der Regel die gesamte Verteilungsfunktion der Zielgröße und beschränken sich auf weniger restriktive Annahmen.

Im Folgenden werden die Bewertungsansätze knapp vorgestellt, welche in dieser Arbeit zur finanziellen Bewertung unter Unsicherheit sowie bei der Optimierung der Baumartenanteile verwendet wurden (eine detaillierte Beschreibung findet sich in den Publikationen 1, 2, 3 und 4). Dabei werden zunächst die parametrischen Verfahren der Mittelwert-Varianz-Analyse (Maximierung des Sicherheitsäquivalents und der Sharpe-Ratio) und die nichtparametrischen Verfahren der Stochastischen Dominanz erläutert. Im Anschluss werden das klassische Verfahren sowie eine robuste Variante der Worst-Case-Maximierung vorgestellt.

3.3.1. Mittelwert-Varianz-Analyse

Die Mittelwert-Varianz-Analyse verwendet zur Bewertung der Alternativen eine Zielfunktion, welche die Kenngrößen Mittelwert μ sowie die Varianz σ^2 bzw. die Standardabweichung σ beinhaltet. Die Zielfunktion muss zur Auswahl der optimalen Entscheidung Annahmen über die Risikoeinstellung des Entscheidungsträgers treffen. Bei Risikofreude kann dabei der Mit-

telwert mit einem zur Varianz proportionalem Zuschlag versehen werden, Risikoneutralität kann durch Reduzierung des Zielwertes auf den Mittelwert berücksichtigt werden und Risikoaversion durch einen zur Varianz proportionalen Abschlag (Risikoabschlag). Dies kann durch Gleichung 1 veranschaulicht werden (μ - σ -Regel, TROBMAN, 1998).

$$z = \mu \pm a \cdot \sigma \quad (1)$$

mit

z	=	Zielwert
μ	=	Mittelwert, Erwartungswert
σ	=	Standardabweichung, Streuung
a	=	Kennwert zur Charakterisierung der Risikoeinstellung

Bei $a > 0$ wird Risikofreude des Entscheidungsträgers angenommen, $a = 0$ setzt Risikoneutralität voraus und $a < 0$ Risikoaversion.

Eine detailliertere Möglichkeit zur Entscheidungsfindung im Rahmen der Mittelwert-Varianz-Analyse ist die Verwendung des Bernoulli-Prinzips (BERNOULLI 1738). Dabei wird über eine Nutzenfunktion $U(x)$ jedem Ergebniswert ein bestimmter Nutzen $u(x)$ zugeordnet. Bei Risikofreude wird eine konvexe Nutzenfunktion verwendet, bei Risikoaversion eine konkave Nutzenfunktion. VON NEUMANN und MORGENSTERN (1944) griffen dieses Prinzip auf und verwendeten es erstmals in der modernen Literatur, bevor es von MARKOWITZ (1952) und SHARPE (1966) zu weiteren Entwicklungen in der Theorie der Portfolioauswahl genutzt wurde.

Die Portfolio-Theorie nach MARKOWITZ (1952) untersucht mögliche Diversifikationseffekte, welche durch Mischung verschiedener Anlagealternativen entstehen. Dabei können entweder das Risiko bei gleichbleibenden Erträgen gesenkt oder die Erträge bei gleichbleibendem Risiko erhöht werden. Entscheidend dafür ist die Korrelation zwischen den Erträgen der unterschiedlichen Anlagealternativen. Bei negativer Korrelation der Anlagerisiken sind diese Effekte stärker ausgeprägt, mit zunehmend positiver Korrelation nimmt deren Ausprägung ab. Mit Hilfe von Nutzenfunktionen lassen sich letztendlich geeignete Mischungen der Anlagealternativen identifizieren.

Dazu werden zunächst die Erwartungswerte der einzelnen Portfolios berechnet (Gleichung 2):

$$R_P = \sum_{i=1}^n f_i r_i \quad (2)$$

mit

R_P = Erwartungswert des finanziellen Ertrages des Portfolios

f_i = Anteil einer einzelnen Anlagealternative i

r_i = Erwartungswert des finanziellen Ertrages der Anlagealternative i

n = Anzahl der Anlagealternativen

Bei der Berechnung der Streuung des Portfolios werden schließlich die Kovarianz und damit die Korrelation der Erträge der Anlagealternativen berücksichtigt (Gleichung 3):

$$\sigma_P = \sqrt{\sum_{i \in N} f_i^2 \sigma_i^2 + \sum_{i \in N} \sum_{\substack{j \in N \\ j \neq i}} f_i f_j k_{i,j} \sigma_i \sigma_j} \quad (3)$$

$$\sum_{i \in N} f_i = 1; \quad k_{i,j} \sigma_i \sigma_j = cov_{i,j}; \quad f_i \geq 0$$

mit

σ_P = Standardabweichung des Portfolios

N = Set der möglichen Anlagealternativen

f_i = Anteil einer einzelnen Anlagealternative i

σ_i = Standardabweichung der finanziellen Erträge der Anlagealternative i

$k_{i,j}$ = Korrelationskoeffizient der Anlagealternativen i und j

$cov_{i,j}$ = Kovarianz der Anlagealternativen i und j

3.3.1.1. Sicherheitsäquivalent

Mit Hilfe der Gleichungen 2 und 3 lassen sich für Mischungen verschiedener Anlagealternativen die Erwartungswerte und Streuungen der finanziellen Erträge berechnen. Zur Auswahl der geeigneten Mischung können daraufhin Nutzenfunktionen herangezogen werden, welche die individuelle Risikoeinstellung des Entscheidungsträgers beschreiben. Ein gebräuchlicher Weg ist dabei die Berechnung eines Sicherheitsäquivalents (Gleichung 4), welches auf einer exponentiellen Nutzenfunktion basiert (GERBER und PAFUMI 1998).

$$CE = R_p - \alpha \cdot \frac{\sigma_p^2}{2} \quad (4)$$

CE	=	Sicherheitsäquivalent
R_p	=	Erwartungswert des Portfolios
α	=	Konstante der absoluten Risikoaversion
σ_p^2	=	Varianz

SPREMANN (2010) empfiehlt zur Berechnung der absoluten Risikoaversion α eine Relation aus der relativen Risikoaversion a und der Höhe der Investitionsausgabe I (Gleichung 5).

$$\alpha = \frac{a}{I} \quad (5)$$

Empirische Untersuchungen ergaben dabei einen Wert von $a = 1$ für moderate Risikoaversion. Dies entspricht dem Kehrwert der Höhe der Investitionsausgabe zur Berücksichtigung moderater Risikoaversion bei der Berechnung der Sicherheitsäquivalente (SPREMANN 2010).

Die Portfoliotheorie gilt als wichtige Entwicklung der Wirtschaftswissenschaften und zahlreiche spätere Modelle basieren auf dieser Grundlage (Capital Asset Pricing Model CAPM, SHARPE 1966 oder Arbitrage Pricing Theory APT, ROSS 1976). Dennoch basiert dieser Ansatz auf einigen Annahmen, welche in der Realität unter Umständen nicht gegeben sind.

Die Reduzierung der Verteilungsfunktion eines Ergebnisses auf dessen Kenngrößen Mittelwert und Varianz basiert auf der Annahme einer Normalverteilung der Erträge der Anlageal-

alternativen und damit des Portfolios. Dies ist jedoch sowohl für Finanzanlagen (SCHEUENSTUHL und ZAGST 2000; BERTSIMAS et al. 2004) als auch in vielen Fällen für die Erträge von Baumartenportfolios nicht realistisch: KNOKE und WURM (2006) zeigten, dass bei einer Berücksichtigung von Schadereignissen und Holzpreisschwankungen die Verteilung simulierter Erträge für Buche und Fichte relativ stark von einer Normalverteilung abweichen kann, was unter Umständen zu einer Veränderung der optimalen Baumartenanteile führt. Ein Abweichen von der Normalverteilung macht die Verwendung der Standardabweichung bzw. Varianz als Risikomaß unbrauchbar, da hierbei sowohl positive als auch negative Abweichungen vom Mittelwert gleichermaßen behandelt werden (BERTSIMAS et al. 2004).

Die Verwendung einer Nutzenfunktion als Entscheidungskriterium ist für die praktische Anwendung ebenfalls problematisch. Die Nutzenfunktion spiegelt die individuelle Risikoeinstellung des Entscheidungsträgers wider und gibt letztendlich Aufschluss über die zu wählende Kombination der Anlagealternativen, weshalb ihre Ermittlung oder Auswahl auch entscheidend für das Ergebnis der Optimierung ist (KRUSCHWITZ 2005). Zum einen ist die Nutzenfunktion für den einzelnen Entscheidungsträger jedoch schwer zu definieren, zum anderen besteht auch die Möglichkeit, dass die Präferenzen des Entscheidungsträgers im Laufe der Zeit einer Veränderung unterliegen können (POST und VAN VLIET 2006). Dies kann besonders im forstlichen Bereich bei Entscheidungen mit sehr langfristigem Zeithorizont eine große Rolle spielen.

Dennoch ist die Mittelwert-Varianz-Analyse eines der gebräuchlichsten Verfahren bei der Beurteilung von Investitionen unter Unsicherheit und auch die Mehrheit der bisherigen Studien zur Optimierung von Baumartenmischungen basieren auf diesem Ansatz (vgl. Teil A, Abschnitt 2.2.; Teil B Publikation 1).

3.3.1.2. Sharpe-Ratio

Die Sharpe-Ratio (SHARPE 1966) beschreibt die Belohnung für das Eingehen eines Investitionsrisikos und setzt damit Risikoaversion voraus. Dazu wird der Mehrertrag einer riskanten Investition im Vergleich zu einer risikolosen Alternative durch das damit verbundene Risiko relativiert (Gleichung 6).

$$SR = \frac{R_P - R_{rf}}{\sigma_P} \quad (6)$$

SR = Sharpe-Ratio

R_P = Erwartungswert des Portfolios

R_{rf} = Erwartungswert einer risikofreien Alternative

σ_P = Standardabweichung des Portfolios

Da in dieser Arbeit die Erträge in Form von Kapitalwerten³ berechnet wurden und der Kapitalwert einer risikofreien Investition per Definition 0 beträgt (TROBMANN 1998), wurde die Sharpe-Ratio aus dem Verhältnis des Erwartungswertes des Portfolios und dessen Standardabweichung berechnet.

3.3.2. Stochastische Dominanz

Die Stochastische Dominanz, die in Publikation 2 zur Ableitung von Kompensationsbeträgen verwendet wurde, berücksichtigt nicht nur bestimmte Parameter der Verteilungsfunktion einer Zielgröße, sondern vergleicht die gesamten Verteilungsfunktionen zweier Investitionsalternativen. Dabei werden in Abhängigkeit von der Risikopräferenz des Entscheidungsträgers verschiedene Ordnungen der Stochastischen Dominanz unterschieden: Die Stochastische Dominanz erster Ordnung geht zunächst von der Annahme aus, dass der Entscheidungsträger nach Gewinnmaximierung strebt und keinerlei Rücksicht auf das Risiko der Entscheidung nimmt bzw. keine weiteren Informationen über die Risikoaversion des Entscheidungsträgers oder dessen Nutzenfunktion verfügbar sind. Demnach würde dieser die Investition A einer Alternative B vorziehen, wenn deren Werte der kumulativen Häufigkeitsverteilung $A(y)$ in allen Fällen (Z) gleich und in mindestens einem Fall kleiner als jener der kumulativen Häufigkeitsverteilung $B(y)$ sind (Gleichung 7):

$$B(y) \geq A(y) \quad \forall y \in Z \quad (7)$$

³ Der Kapitalwert einer Investition berechnet sich aus der Summe der diskontierten Zahlungsströme (vgl. SPRE-MANN 2010). Dadurch können die unterschiedlichen Zeitpunkte der Zahlungsströme verschiedener Investitionen berücksichtigt werden.

Dies bedeutet, dass eine Investition in mindestens einem Fall die Aussicht auf einen höheren Zielwert (z.B. Ertrag) als die zur Verfügung stehenden Alternativen bieten muss, um diese nach der Stochastischen Dominanz erster Ordnung zu dominieren. Demnach darf es auch nicht zu einer Überschneidung der kumulativen Häufigkeitsverteilungen kommen, die Streuung der Zielwerte wird aber dabei nicht explizit betrachtet. Bei der Stochastischen Dominanz zweiter Ordnung dagegen wird diese auch in die Entscheidung mit einbezogen, wodurch ein gewinnstrebender und risikoscheuer Entscheidungsträger angenommen wird. Dazu werden die Integrale der kumulativen Häufigkeitsverteilungen verglichen. Eine Alternative A dominiert eine Alternative B, wenn die Integrale der kumulativen Häufigkeitsverteilung $A(y)$ in allen Fällen (Z) gleich und in mindestens einem Fall kleiner als jene der kumulativen Häufigkeitsverteilung $B(y)$ sind (Gleichung 8):

$$\int_{-\infty}^y B(z)dz \geq \int_{-\infty}^y A(z)dz \quad \forall y \in Z \quad (8)$$

Demnach kann unter Umständen auch bei Überschneidungen der kumulativen Häufigkeitsverteilungen verschiedener Alternativen eine Dominanz vorliegen. Die Wahrscheinlichkeit höherer Zielwerte der dominierenden Alternative muss dazu die Wahrscheinlichkeit geringerer Zielwerte übertreffen. Bei Betrachtung der kumulativen Häufigkeitsverteilungen bedeutet dies, dass die Fläche zwischen den Verteilungen für Zielwerte oberhalb des Schnittpunktes beider Verteilungen kleiner sein muss als die Fläche zwischen den Verteilungen für geringere Zielwerte.

Außerdem besteht noch die Möglichkeit einer Bewertung anhand der stochastischen Dominanz dritter Ordnung, welche eine zusätzliche Präferenz des Entscheidungsträgers für extrem hohe aber seltene Zielwerte annimmt (POST 2003). Dies bedeutet jedoch auch eine weitere Einschränkung in Bezug auf die Nutzenfunktion, welche oftmals nur mit einem geringfügigen zusätzlichen Nutzen für die Identifikation effizienter Alternativen einhergeht (CAULFIELD 1988; HARDAKER et al. 2004). Die Annahme einer abnehmenden Risikoaversion bei steigendem Ertrag wird zwar als realistisch angesehen (CAULFIELD 1988), Anwendungen dieses Ansatzes sind jedoch selbst im weiteren Umfeld der Entscheidungstheorie vor allem aufgrund ei-

ner hohen Komplexität eher selten (HARDAKER et al. 2004) und wurden in dieser Arbeit daher nicht durchgeführt.

3.3.3. Klassische Worst-Case-Maximierung

Ein Ansatz, welcher eine etwas unterschiedliche Definition des Risikobegriffs zugrundelegt, ist die Maximierung des niedrigsten Zielwertes bzw. eines Quantils der niedrigsten Zielwerte (Worst-Case-Maximierung). Dies bedeutet, dass nicht die Unsicherheit (Streuung) der Höhe des Zielwertes sondern dessen Höhe im denkbar schlechtesten Fall allein ausschlaggebend ist für die Entscheidung. Das Vorgehen entspricht dabei einer „maximin“ Entscheidungsregel, nach welcher eine Entscheidung d für den Minimal-Fall s aller möglichen Zustände S maximiert wird (Gleichung 9):

$$\max_{d \in D} \min_{s \in S(d)} f(d, s) \quad (9)$$

Demzufolge werden die schlechtesten Zielwerte V_{W-C} der verschiedenen Alternativen in Form der Quantile, also bei einer definierten Irrtumswahrscheinlichkeit α , verglichen und eine Alternative mit dem höchsten Zielwert durch Auswahl der optimalen Baumartenanteile in Form des Vektors \mathbf{f}^* aus den möglichen Mischungen \mathbf{f} gewählt (Gleichung 10).

$$\max_{(\mathbf{f}: \mathbf{1}^T \mathbf{f} = 1, V_{W-C}, V_p \in V, \alpha > 0)} V_{W-C} = \Phi^{-1} \left(\alpha, E(V_p), \sqrt{VAR(V_p)} \right) \quad (10)$$

Dabei wird eine Normalverteilung der Zielwerte eines Portfolios V_p mit dem Erwartungswert $E(V_p)$ und der Streuung $VAR(V_p)$ angenommen und über die inverse Normalverteilung Φ^{-1} und das Konfidenzintervall $1-\alpha$ der schlechteste Zielwert V_{W-C} bestimmt.

Die Auswahl der optimalen Baumartenanteile \mathbf{f}^* ist damit stark abhängig vom Erwartungswert $E(V_p)$ und der Streuung $VAR(V_p)$ der unterschiedlichen Mischungen. Diese Werte wie-

derum können in Abhängigkeit der zugrunde liegenden Eingangsgrößen (z.B. Zuwachsleistung, Holzpreise, Kosten, etc.) stark variieren und sind somit auch unter Betrachtung der Entwicklungen in der Vergangenheit (z.B. Holzpreisschwankungen, Mortalitätsraten) nicht mit ausreichender Sicherheit prognostizierbar. Um diese Art der Unsicherheit (Ungewissheit zukünftiger Entwicklungen) zu berücksichtigen, wurde in dieser Arbeit zusätzlich eine robuste Form der Worst-Case-Maximierung getestet und deren Ergebnisse mit jenen der klassischen Variante verglichen.

3.3.4. Robuste Worst-Case-Maximierung

Um mögliche Abweichungen zukünftiger Entwicklungen bei der Auswahl eines optimalen Baumartenportfolios zu berücksichtigen, wurde zunächst deren mögliches Ausmaß in Form eines *uncertainty sets* $U(\tilde{E}(V_p), h)$ festgelegt. Dies geschieht über die Festsetzung eines Unsicherheitsgrades h , welcher den möglichen Unterschied aus dem wahren Erwartungswert $E(V_p)$ und dem geschätzten Erwartungswert $\tilde{E}(V_p)$ beschreibt (Gleichung 11)⁴.

$$U(\tilde{E}(V_p), h) = \{E(V_p) : |E(V_p) - \tilde{E}(V_p)| \leq h\}, h \geq 0 \quad (11)$$

mit

$$\tilde{E}(V_p) = \tilde{\mathbf{v}}^T \mathbf{f}$$

$$\mathbf{1}^T \mathbf{f} = 1$$

$$h = \omega \bar{v}$$

Der geschätzte Erwartungswert $\tilde{E}(V_p)$ hängt dabei von den Einzelwerten der beteiligten Anlagealternativen (Baumarten) ab, der zu berücksichtigende Unsicherheitsgrad h wird durch den Entscheidungsträger festgelegt. In dieser Arbeit wurde dazu das arithmetische Mittel der Erträge beider Baumarten mit einer Dezimalzahl ω multipliziert, wodurch der Unsicher-

⁴ Der Unsicherheitsgrad h wird im Zusammenhang mit Techniken der robusten Optimierung auch als Grad der Aversion gegenüber Schätzfehlern der verwendeten Parameter interpretiert (FABOZZI et al. 2007b).

heitsgrad proportional zur Höhe der Einzelwerte beider Baumarten festgelegt wurde. Somit lässt sich ein Erwartungswert $E(V_p)$ berechnen, welcher im Rahmen des Unsicherheitsgrades h eine mögliche negative Veränderung einschließt (Gleichung 12).

$$E(V_p) = \tilde{\mathbf{v}}^T \mathbf{f} - \omega \bar{v} \quad (12)$$

Da nicht nur der Erwartungswert der Mischungen unsicher, sondern auch die Übertragbarkeit vergangener Entwicklungen begrenzt ist, muss auch bei der Streuung der Einzelwerte eine zusätzliche Ungewissheit berücksichtigt werden. Dies erfolgt über die geschätzte Kovarianz-Matrix $\tilde{\Sigma}$ des Portfolios, welche zur Beschreibung in Form eines *uncertainty-sets* um den möglichen Unterschied zur wahren Kovarianz-Matrix Σ erweitert wird (Gleichung 13).

$$U(\tilde{\Sigma}, a) = \{\Sigma : \|\Sigma - \tilde{\Sigma}\|_F \leq a\}, a > 0 \quad (13)$$

mit

$$\tilde{V}AR(V_p) = \mathbf{f}^T \tilde{\Sigma} \mathbf{f}$$

$$a = \sqrt{\sum_i |\Delta VAR(V_i)|^2}$$

$$\hat{a} = \varepsilon \sqrt{\tilde{V}AR(V_i)}$$

Dieser Unterschied wird als sogenannte Fröbenius-Norm ausgedrückt und kalkuliert. Für die praktische Anwendung wird der Wert der Fröbenius-Norm auf vereinfachte Weise geschätzt. Zunächst wird hierzu auf naive Art eine mögliche Varianz des Baumartenportfolios geschätzt, indem die Varianzen der beteiligten Baumarten gemittelt werden. Mit der Dezimalzahl ε wird die Weite des Unsicherheitssets verändert. Diese Zahl wird mit der naiv geschätzten Varianz multipliziert und als Wert der Fröbenius-Norm interpretiert, die den möglichen Unterschied zwischen der geschätzten und der tatsächlichen Kovarianz-Matrix angibt. Der geschätzte Wert der Fröbenius-Norm, \hat{a} wird schließlich zur geschätzten Kovarianz-Matrix

(konkret zu den diagonalen Elementen, also zu den Varianzen) als nicht erfasster Teil der tatsächlichen Varianz addiert. Eine Ungewissheit der Kovarianzen wurde hier außer Acht gelassen. Demnach lässt sich eine mögliche tatsächliche Streuung $VAR(V_p)$ ableiten, welche wie der analog berechnete Erwartungswert eine negative Veränderung als obere Grenze für die Varianz berücksichtigt (Gleichung 14).

$$VAR(V_p) = \mathbf{f}^T (\tilde{\Sigma} + \hat{\mathbf{a}}\mathbf{1}) \mathbf{f} \quad (14)$$

Anhand der möglichen tatsächlichen Streuung $VAR(V_p)$ und der pessimistischen Untergrenze (Gleichung 12) des Mittelwertes $E(V_p)$ kann nun mit Hilfe von Gleichung 10 ein schlechtester Zielwert V_{W-C} berechnet werden, welcher im Rahmen der berücksichtigten Unsicherheitsgrade eine mögliche negative Veränderung einschließt. Die durch Maximierung des Zielwertes identifizierte Baumartenmischung ist damit robust gegenüber Unsicherheiten in der Schätzung der Eingangswerte und erreicht im schlechtesten Fall (für eine definierte Irrtumswahrscheinlichkeit α) den höchsten Zielwert.

4. Ergebnisse

In der Folge werden die Ergebnisse dieser Arbeit vorgestellt. Dazu werden im ersten Abschnitt zunächst die für den Vergleich des Sekundärwaldes mit einer Douglasien-Pflanzung herangezogenen Verteilungen der finanziellen Erträge dargestellt.

4.1. Vergleich von Sekundärwald und Douglasien-Pflanzung

Die Modellierung der finanziellen Erträge des Sekundärwaldes und der Douglasien-Pflanzung in Abhängigkeit von der Streuung der Holzpreise und der Wertzuwächse zeigt zunächst deutlich höhere Mittelwerte der Douglasien-Pflanzung (160 US\$/ha/a; Sekundärwald: 47 US\$/ha/a). Gleichzeitig weisen die Erträge der Douglasien-Pflanzung jedoch auch eine deutlich höhere Streuung auf und die Bewirtschaftung des Sekundärwaldes erweist sich als Alternative mit geringerem Risiko. Dennoch liegen die Werte der Douglasien-Pflanzung auch im Bereich niedriger finanzieller Erträge höher als die korrespondierenden Werte des Sekundärwaldes, lediglich im Extremfall eines minimalen Ertrages werden sie von den Werten des Sekundärwaldes übertroffen (Tab. 3):

Tab. 3: Kennwerte der Verteilungen der Annuitäten des Sekundärwaldes und der Douglasien-Pflanzung bei einer Verzinsung von 6% [US\$/ha/a]

	Sekundärwald	Douglasien-Pflanzung
Mittelwert	47	160
Standardabweichung	6	56
Maximum	78	453
Quantile		
0.99	65	319
0.95	58	257
0.90	55	228
0.75	50	190
0.50	46	157
0.25	42	123
0.10	39	92

Ergebnisse

0.05	37	75
0.01	34	44
Minimum	32	12

Der Vergleich der Annuitäten zeigt die deutliche finanzielle Überlegenheit einer Pflanzung aus einer raschwüchsigen exotischen Baumart im Vergleich zur Bewirtschaftung des Sekundärwaldes. Eine Berücksichtigung der Unsicherheiten führt jedoch auch die Bandbreite möglicher finanzieller Erträge vor Augen und lässt in Abhängigkeit der Risikoeinstellung des Entscheidungsträgers unterschiedliche Interpretationen im Bezug auf die Höhe möglicher Kompensationszahlungen für den Erhalt des Sekundärwaldes zu. Für einen in Bezug auf das Investitionsrisiko indifferenten Entscheidungsträger kann die Höhe aus der Differenz der Mittelwerte (Opportunitätskosten) abgeleitet werden und beträgt in diesem Fall 113 US\$/ha/a. Die Ergebnisse einer Bestimmung dieser Beträge bei Berücksichtigung der Unsicherheiten werden in den folgenden beiden Abschnitten beschrieben.

4.1.1. Mittelwert-Varianz-Analyse

Die Höhe von Kompensationszahlungen für den Erhalt des Sekundärwaldes anhand einer Mittelwert-Varianz-Analyse wurde über die Differenz der Sicherheitsäquivalente bestimmt. Im Falle einer moderaten Risikoaversion ergibt sich für den Sekundärwald ein Sicherheitsäquivalent von 46 US\$/ha/a und für die Douglasien-Pflanzung ein Sicherheitsäquivalent von 123 US\$/ha/a. Über die Differenz aus beiden Werten ergibt sich eine Kompensationszahlung von 77 US\$/ha/a. Dies bedeutet, dass ein risikoabgeneigter Entscheidungsträger in diesem Fall eine im Vergleich zur Höhe der durchschnittlichen Opportunitätskosten geringere Kompensation für den Erhalt des Sekundärwaldes akzeptiert. Er berücksichtigt dabei die höhere Unsicherheit der Douglasien-Pflanzung und schätzt einen sicheren Ertrag in Form der Kompensation.

4.1.2. Stochastische Dominanz

Eine Berechnung der Kompensationsbeträge nach den Grundsätzen der Stochastischen Dominanz führt zu anderen Ergebnissen. Unterstellt man zunächst keinerlei Risikopräferenz des

Entscheidungsträgers, so ergibt sich die Höhe der Kompensationszahlung aus der Differenz der Maximalwerte beider Alternativen. Sie beträgt in diesem Fall 375 US\$/ha/a (Stochastische Dominanz erster Ordnung). Dieser Betrag wäre nötig, um jeden gewinnmaximierenden und nicht risikoscheuen Entscheidungsträger zum Erhalt des Sekundärwaldes zu bewegen. Da die Douglasien-Pflanzung in seltenen Fällen sehr hohe Erträge liefern kann, wird ein sehr hoher Betrag zur Überzeugung aller risikoindifferenten oder risikoliebenden Entscheidungsträger nötig, welcher die durchschnittlichen Opportunitätskosten weit übersteigt. Geht man von einer größeren Anzahl an zu überzeugenden Waldbesitzern aus und verzichtet auf einen Teil dieser Gruppe, indem man die Extremwerte der Verteilung der Erträge der Douglasien-Pflanzung vernachlässigt, so lassen sie Kompensationsbeträge ableiten, welche im Vergleich zur Differenz der Maximalwerte deutlich niedriger ausfallen und dennoch einen Großteil der Waldbesitzer zufriedenstellen können. Werden lediglich 95% der höheren Erträge einer Douglasien-Pflanzung ausgeglichen, so verringert sich der dafür benötigte Betrag auf 199 US\$/ha/a. Bei einer weiteren Reduzierung der berücksichtigten möglichen Erträge auf 90% beträgt die benötigte Kompensation lediglich 172 US\$/ha/a. Damit kann die Effizienz der Kompensationsbeträge deutlich gesteigert werden, da diese wesentlich geringer ausfallen aber dennoch nahezu alle möglichen Erträge erfassen und damit einen Großteil der Entscheidungsträger zufriedenstellen.

Unter der Bedingung eines risikoabgeneigten und gewinnmaximierenden Entscheidungsträgers (Stochastische Dominanz zweiter Ordnung) resultiert ein noch geringerer Kompensationsbetrag, welcher in diesem Fall der Höhe der Opportunitätskosten entspricht (113 US\$/ha/a). Durch Zahlung dieses Betrages können die Unterschiede in den Mittelwerten beider Alternativen ausgeglichen werden. Durch die geringere Unsicherheit der Erträge aus dem Sekundärwald ist kein Zuschlag zu den durchschnittlichen Opportunitätskosten notwendig.

4.2. Optimierung der Baumartenanteile für Mischungen aus Rauli und Douglasie

Nachdem die Größenordnung der notwendigen Kompensationen für einen Erhalt des Sekundärwaldes geklärt werden konnte, war es nun interessant, wie attraktiv einheimische Baumarten im Falle der Neubegründung von Waldbeständen sind. Zur Optimierung der Baumartenanteile für Mischungen aus Rauli und Douglasie wurden zunächst Verteilungen der erntekostenfreien Erlöse beider Baumarten in Einzelmischung simuliert. Dabei wurden Holzpreisunsicherheiten berücksichtigt, welche bei der Douglasie stärker ausgeprägt sind und damit auch zu einer breiteren Streuung der möglichen Erträge führen. Insgesamt erreicht eine reine Douglasien-Pflanzung im Vergleich zur Rauli-Pflanzung aber auch einen deutlich höheren Erwartungswert der finanziellen Erträge (Douglasie: 15.291 US\$/ha; Rauli: 8.522 US\$/ha) und stellt somit auch in diesem Fall die möglicherweise ertragreichere aber auch unsicherere Alternative dar (Tab. 4).

Tab. 4: Erntekostenfreie Erlöse [US\$/ha] der Baumarten Rauli und Douglasie in Einzelmischung

Erntekostenfreier Erlös	Mittelwert		Standardabweichung		
	Anteil Rauli	Rauli	Douglasie	Rauli	Douglasie
1,0	8.522	0	1.451	0	
0,9	8.001	997	1.359	451	
0,8	7.407	1.994	1.256	902	
0,7	6.739	2.992	1.141	1.353	
0,6	5.998	3.989	1.013	1.803	
0,5	5.184	4.986	874	2.254	
0,4	4.147	6.618	699	2.976	
0,3	3.110	8.464	525	3.789	
0,2	2.074	10.525	350	4.691	
0,1	1.037	12.800	175	5.684	
0,0	0	15.291	0	6.768	

Auf Basis dieser Werte konnten die Mittelwerte der erntekostenfreien Erlöse und deren Standardabweichungen für Bestände mit unterschiedlichen Anteilen beider Baumarten in Einzelmischung (unter Berücksichtigung von Zuwachsveränderungen) bzw. in blockweisen

Mischungen aus Reinbeständen berechnet werden (Tab. 5). Zur Berechnung der erntekostenfreien Erlöse von blockweisen Mischungen aus Reinbeständen wurden die Erwartungswerte der jeweiligen Reinbestände mit den Baumartenanteilen gewichtet und aufsummiert (Gleichung 2).

Tab. 5: Erntekostenfreie Erlöse [US\$/ha] und deren Standardabweichungen von Einzelmischungen und blockweisen Mischungen von Reinbeständen aus Rauli und Douglasie

Anteil Rauli	Einzelmischung		Blockweise Mischung	
	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert	Standardabweichung
1,0	8.522	1.451	8.522	1.451
0,9	8.998	1.432	9.199	1.471
0,8	9.401	1.546	9.876	1.783
0,7	9.731	1.769	10.553	2.270
0,6	9.987	2.069	11.230	2.844
0,5	10.170	2.418	11.907	3.461
0,4	10.765	3.057	12.584	4.102
0,3	11.575	3.825	13.260	4.758
0,2	12.598	4.704	13.937	5.422
0,1	13.837	5.687	14.614	6.093
0,0	15.291	6.768	15.291	6.768

Mit Hilfe der erntekostenfreien Erlöse wurden schließlich die Kapitalwerte der verschiedenen Mischungen sowie deren Streuungen berechnet. Diese lassen sich in einem Risiko-Ertragsdiagramm vergleichen, in welchem die prozentualen Anteile der Erträge und Streuungen möglicher Mischungen an den Werten der ertragreichsten und unsichersten Alternative dargestellt werden (Abb. 4). Dabei wird deutlich, dass bei einem Korrelationskoeffizienten von $k = 0$ nur relativ schwache Diversifikationseffekte auftreten und für jede Einzelmischung eine zumindest gleichwertige oder auch vorteilhaftere blockweise Mischung aus Reinbeständen identifiziert werden kann. Eine Variation des Korrelationskoeffizienten von $-0,3$ bis $+0,3$ führte lediglich zu einer geringfügigen Veränderung.

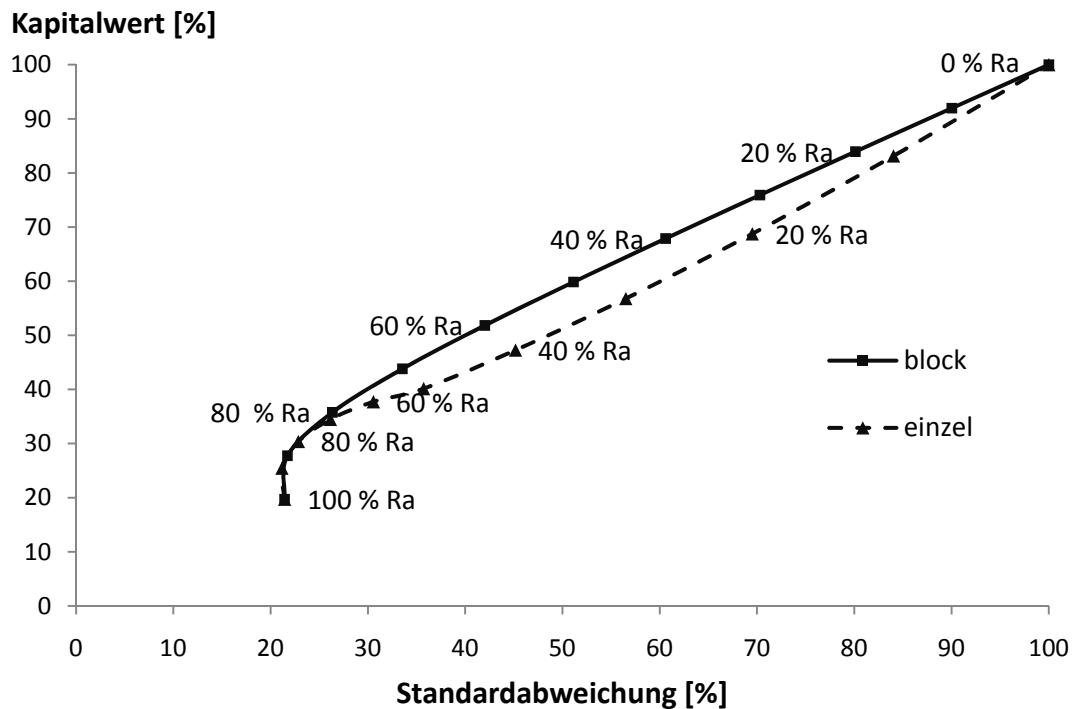


Abb. 4: Risiko-Ertragsdiagramm der Kapitalwerte (3%) von Einzelmischungen und blockweisen Mischungen von Reinbeständen

Die Ergebnisse der Simulation der finanziellen Erträge zeigen zunächst eine deutliche Überlegenheit der Douglasien-Pflanzung im Vergleich zur einheimischen Baumart Rauli. Da jedoch beide Baumarten über unterschiedliche Unsicherheiten im Hinblick auf die finanziellen Erträge verfügen, hängt die Wahl einer optimalen Baumartenmischung von der Wahl der Optimierungsmethode und der individuellen Risikoeinstellung des Entscheidungsträgers ab.

4.2.1. Maximierung des Sicherheitsäquivalents

Die Optimierung der Baumartenanteile durch Maximierung des Sicherheitsäquivalents ergab unter der Annahme einer moderaten relativen Risikoaversion ($a = 1$) und einer unabhängigen Entwicklung der Erträge beider Baumarten ($k = 0$) einen empfehlenswerten Baumartenanteil von 100% Douglasie (Einzelmischung) bzw. knapp 10% Rauli und etwa 90% Douglasie (blockweise Mischung von Reinbeständen). Für alle möglichen Baumartenanteile übertreffen die Sicherheitsäquivalente der blockweisen Mischungen von Reinbeständen die Werte der Einzelmischungen (Abb. 5).

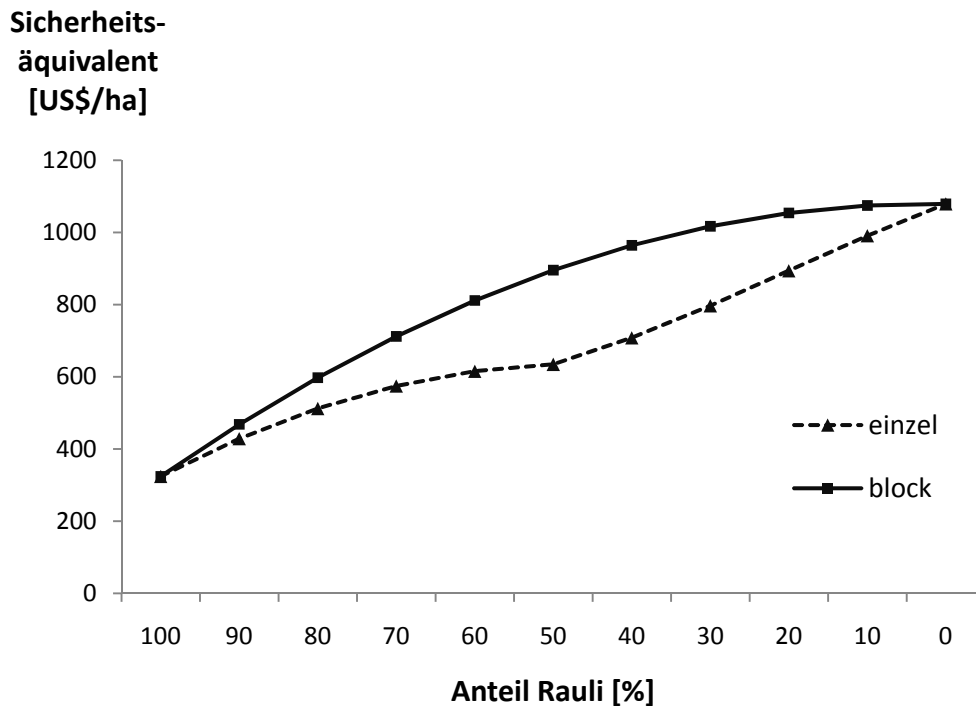


Abb. 5: Sicherheitsäquivalente von Einzelmischungen und blockweisen Mischungen von Reinbeständen bei moderater Risikoaversion ($a = 1$)

Durch Variation der relativen Risikoaversion a wurde deren Einfluss auf die Optimierungsergebnisse genauer beleuchtet (Abb. 6). Mit zunehmender Risikoaversion steigt dabei der empfehlenswerte Anteil der Baumart Rauli, welche in diesem Fall die Investitionsalternative mit geringerem Risiko darstellt. Ein ausgeglichener Baumartenanteil von 50% Rauli und 50% Douglasie wird jedoch erst bei einer relativen Risikoaversion von $a = 2,2$ (blockweise Mischung von Reinbeständen) bzw. $2,4$ (Einzelmischung) erreicht. Mit zunehmender Risikoaversion nimmt der Unterschied der Sicherheitsäquivalente zwischen beiden Mischungsformen ab.

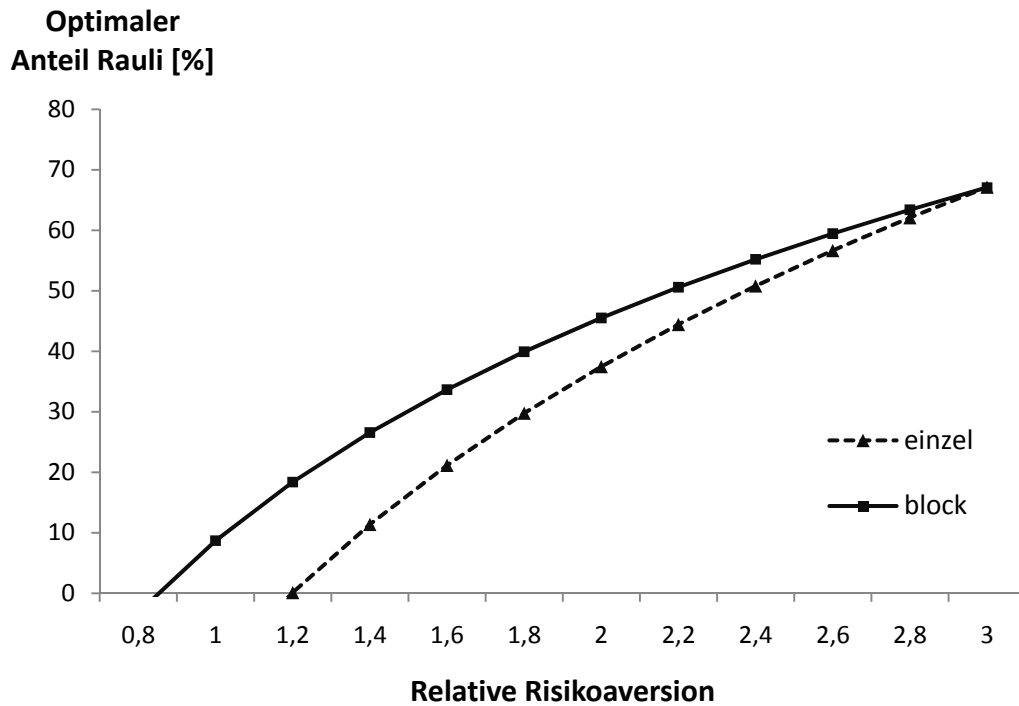


Abb. 6: Optimaler Anteil Rauli in Abhängigkeit der relativen Risikoaversion

4.2.2. Sharpe-Ratio

Auch im Falle der Sharpe-Ratio übertreffen die Werte der blockweisen Mischungen von Reinbeständen die Werte der Einzelmischungen (Abb. 4). Lediglich im Bereich eines Mischungsverhältnisses von 70% Rauli und 30% Douglasie erscheinen Einzelmischungen etwas empfehlenswerter. Im Gegensatz zur Optimierung durch Maximierung des Sicherheitsäquivalents ergibt sich jedoch bei Maximierung der Sharpe-Ratio eine optimale Mischung mit einem hohen Anteil der konservativeren Investitionsalternative. Für beide Mischungsformen liegt das Optimum bei 80% Rauli und 20% Douglasie. Diese Werte werden bei Maximierung des Sicherheitsäquivalents auch bei einer extrem hohen relativen Risikoaversion von $a = 3$ nicht erreicht (Abb. 7).

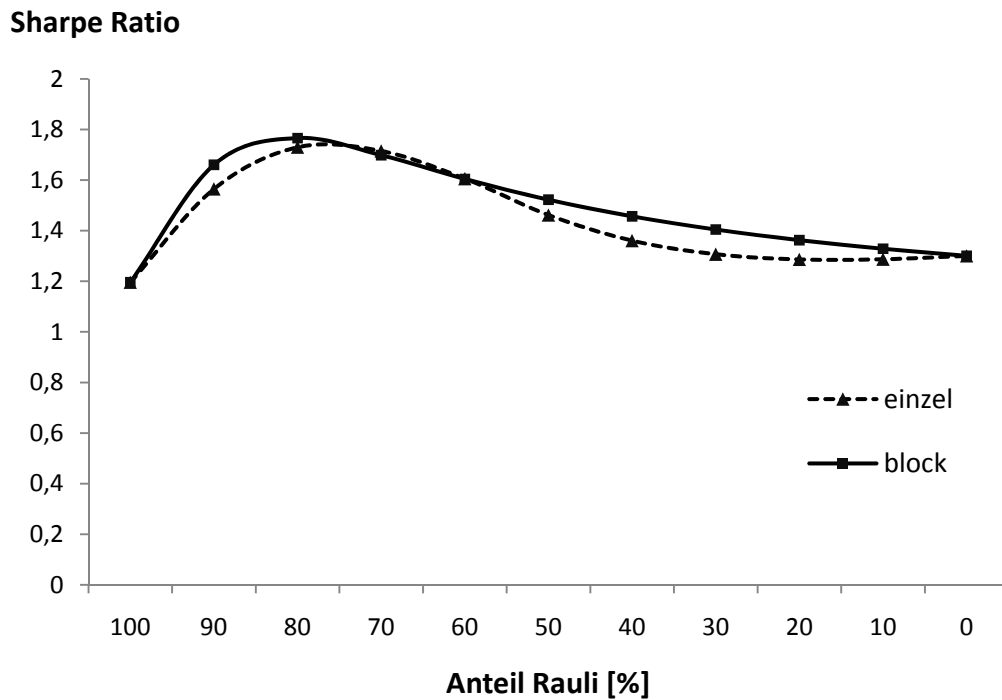


Abb. 7: Werte der Sharpe-Ratio von Einzelmischungen und blockweisen Mischungen von Reinbeständen

Auf die möglichen Ursachen dieser Unterschiede in den Optimierungsergebnissen wird in der Diskussion (Abschnitt 5.2.) genauer eingegangen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass Reinbestände der ertragreicheren Baumart Douglasie bei Berücksichtigung von Unsicherheiten in der Holzpreisentwicklung nur für den Fall einer geringen Risikoaversion empfehlenswert erscheinen. Mit zunehmender Risikoaversion steigt der empfehlenswerte Anteil der Baumart Rauli. Die Zuwachsveränderungen, welche durch Interaktionen der Baumarten bei Einzelmischungen auftreten, führen zu einer Erhöhung der Zuwächse des Rauli und einer Verringerung der Zuwächse der Douglasie. Für den Fall einer Einzelmischung können die geringeren Zuwächse der Douglasie durch die erhöhten Zuwächse der Baumart Rauli in finanzieller Hinsicht nicht kompensiert werden. Die blockweise Mischungsform von Reinbeständen erscheint daher unter der Berücksichtigung von Holzpreisunsicherheiten und Zuwachsveränderungen generell vorteilhafter.

4.2.3. Klassische Worst-Case-Maximierung

Zusätzlich wurde für Mischungen aus Rauli und Douglasie eine Worst-Case-Maximierung durchgeführt. Dabei erreichen die blockweisen Mischungen von Reinbeständen ebenso wie die Einzelmischungen beider Baumarten einen Maximalwert bei etwa 80% Rauli und 20% Douglasie (Abb. 8).

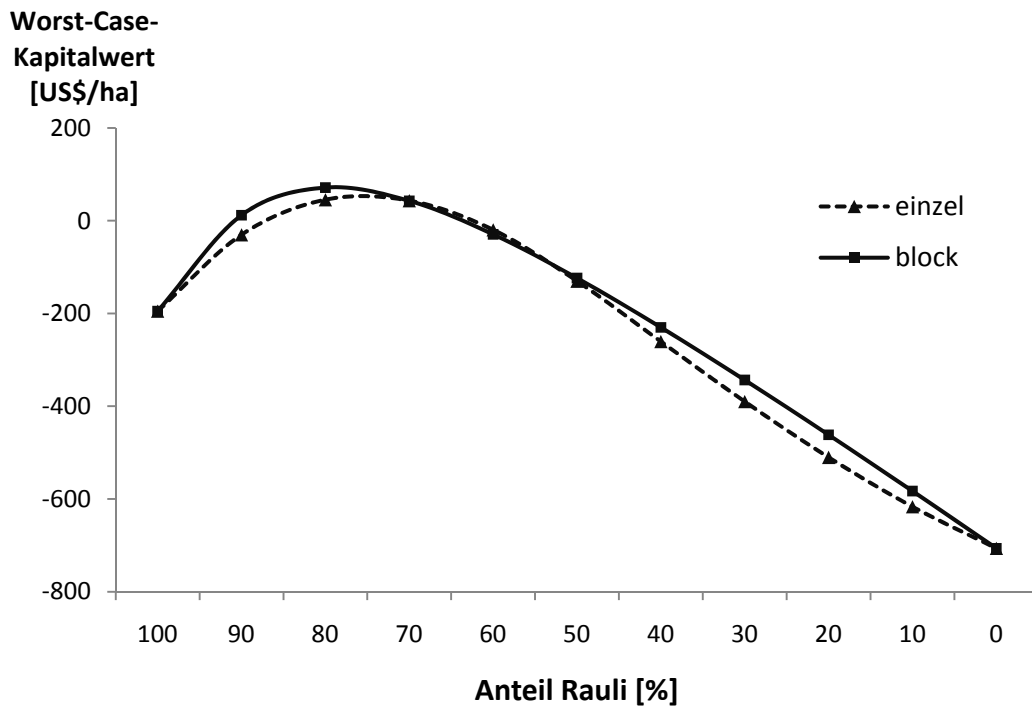


Abb. 8: Klassischer Worst-Case-Kapitalwert ($\alpha=0,05$) bei Einzelmischung und blockweiser Mischung von Reinbeständen

In Übereinstimmung zu den Ergebnissen der Maximierung der Sharpe-Ratio übertreffen die Werte der blockweisen Mischung von Reinbeständen die Werte der zugehörigen Mischungsanteile in Einzelmischung geringfügig. Insgesamt erscheint nach dieser Betrachtung ein hoher Laubholzanteil empfehlenswert.

4.2.4. Robuste Worst-Case-Maximierung

Bei einer Berücksichtigung möglicher zukünftiger Veränderungen der Risikolage erscheinen eher ausgewogene Mischungsverhältnisse vorteilhaft. In Bezug auf die Unterscheidung von Einzelmischungen und blockweisen Mischungen von Reinbeständen zeigt der Ansatz einer robusten Worst-Case-Maximierung ein von den vorhergehenden Bewertungen abweichendes Ergebnis (Unsicherheitsparameter $\varepsilon = 0,6$; $\omega = 0,3$; Abb. 9): Einzelmischungen erscheinen vor allem in Beständen mit hohem Douglasienanteil vorteilhafter, blockweise Mischungen von Reinbeständen führen zu einem höherem Anteil an Rauli. Das Optimum der Einzelmischungen beider Baumarten liegt bei einem Mischungsverhältnis von 40% Rauli und 60% Douglasie. Diese Mischung erreicht im schlechtesten Fall (Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha=0,05$) einen negativen Kapitalwert von -858 US\$/ha. Eine blockweise Mischung von Reinbeständen erreicht bei einer optimalen Mischung von 60% Rauli und 40% Douglasie im ungünstigsten Fall (auch hier mit $\alpha=0,05$) einen Wert von -1071 US\$/ha.

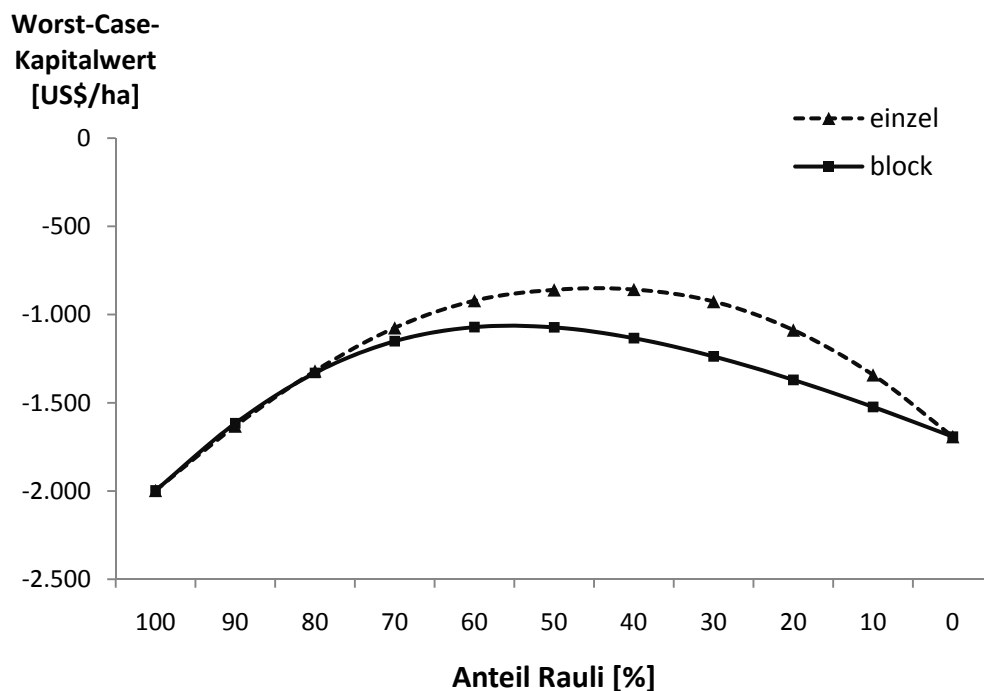


Abb. 9: Robuster Worst-Case-Kapitalwert ($\alpha=0,05$) bei Einzelmischung und blockweiser Mischung von Reinbeständen

Die Tendenz zu einer ausgewogeneren Mischung ist für beide Mischungsformen erkennbar. Aufgrund der Tatsache, dass eine Worst-Case-Maximierung eine sehr hohe Risikoaversion voraussetzt und die Baumart Rauli in diesem Fall die Investitionsalternative mit geringerem Risiko darstellt, ist ein Bestand mit führender Douglasie im optimalen Mischungsverhältnis zunächst jedoch nicht zu erwarten. Eine Einbeziehung negativer Veränderungen der Ausgangslage unabhängig von den Parametern der einzelnen Mischungen bewirkt bei den risikoärmeren Laubholzbeständen einen überproportionalen Anstieg der Unsicherheit. Dies wirkt sich besonders auch auf die Einzelmischungen mit hohem Laubholzanteil aus, wodurch in diesem Fall eine Mischung mit etwas höherem Nadelholzanteil die günstigsten Worst-Case-Erträge erreicht. Blockweise Mischungen mit hohem Douglasienanteil sind in der Ausgangssituation bereits mit einer hohen Unsicherheit behaftet, welche bei einer Einbeziehung von negativen Veränderungen stärker ansteigt als die Unsicherheit der entsprechenden Einzelmischung. Daraus entsteht letztendlich eine leichte Überlegenheit der Einzelmischungen mit höherem Nadelholzanteil. Allerdings setzt diese Betrachtung eine sehr hohe Risikoaversion voraus.

4.3. Optimierung der Baumartenanteile für Mischungen aus Fichte und Buche

Für die Optimierung der Baumartenanteile für Mischungen aus Fichte und Buche wurde ein Vergleich einer klassischen Worst-Case-Maximierung und einer robusten Worst-Case-Maximierung angestellt. Die verwendeten Daten stammen aus einer Studie von KNOKE und WURM (2006) und wurden in Abschnitt 3.2.3. dargestellt. Die Optimierung der Baumartenmischung wurde für beide Bewertungsansätze im Hinblick auf 27 mögliche Szenarien getestet und die dabei erzielten Ergebnisse beider Bewertungsansätze verglichen (vgl. Abschnitt 3.3.4.).

4.3.1. Klassische Worst-Case-Maximierung

Der optimale Buchenanteil bei klassischer Worst-Case-Maximierung ($\alpha = 0,05$) beträgt für das realistische Szenario 65%. Im Falle einer Veränderung der Optimierungsparameter (Mit-

telwert, Standardabweichung und Korrelationskoeffizient) kann der empfehlenswerte Anteil auf 35% absinken (Szenario 21) oder auf 85% ansteigen (Szenario 9). Im Durchschnitt aller 27 Szenarien beträgt der optimale Buchenanteil 62%, die Standardabweichung der Optimierungsergebnisse erreicht 13% in Bezug auf den Buchenanteil (Tab. 6).

Tab. 6: Optimale Buchenanteile für verschiedene Szenarien sowie deren Worst-Case- und mittlere Kapitalwerte [EUR/ha] bei klassischer Worst-Case-Maximierung ($\alpha=0,05$; $\alpha=0,01$)

Szenario	$\alpha=0,05$			$\alpha=0,01$		
	Anteil Buche	Worst-Case	Mittelwert	Anteil Buche	Worst-Case	Mittelwert
1	0,6	1.934	4.348	0,65	414	4.291
2	0,65	1.858	4.291	0,65	414	4.291
3	0,65	1.858	4.291	0,7	276	4.234
4	0,75	1.567	4.178	0,75	118	4.178
5	0,75	1.567	4.178	0,8	-282	4.121
6	0,8	1.424	4.121	0,85	-534	4.064
7	0,8	1.424	4.121	0,8	-282	4.121
8	0,8	1.424	4.121	0,85	-534	4.064
9	0,85	1.323	4.064	0,9	-724	4.008
10	0,5	1.926	4.461	0,5	574	4.461
11	0,5	1.926	4.461	0,5	574	4.461
12	0,5	1.926	4.461	0,5	574	4.461
13	0,65	1.858	4.291	0,65	414	4.291
14	0,65	1.858	4.291	0,7	276	4.234
15	0,7	1.689	4.234	0,75	118	4.178
16	0,65	1.858	4.291	0,7	276	4.234
17	0,7	1.689	4.234	0,75	118	4.178
18	0,7	1.689	4.234	0,8	-282	4.121
19	0,4	1.693	4.574	0,35	415	4.631
20	0,4	1.693	4.574	0,35	415	4.631
21	0,35	1.512	4.631	0,3	236	4.688
22	0,55	1.942	4.404	0,55	585	4.404
23	0,6	1.934	4.348	0,55	585	4.404
24	0,6	1.934	4.348	0,6	513	4.348
25	0,55	1.942	4.404	0,6	513	4.348
26	0,55	1.942	4.404	0,6	513	4.348
27	0,55	1.942	4.404	0,65	414	4.291
Mittelwert	0,62	1.753	4.325	0,64	211	4.299
Stand.abw.	0,13	200	148	0,16	390	178

Bei einer geringeren Irrtumswahrscheinlichkeit ($\alpha = 0,01$) erhöht sich der durchschnittliche optimale Buchenanteil geringfügig auf 64%, allerdings nimmt auch die Streuung der optima-

len Anteile zu (Standardabweichung 16%). Im Extremfall werden Werte von 30% Buchenanteil (Szenario 21) und 90% Buchenanteil (Szenario 9) erreicht.

4.3.2. Robuste Worst-Case-Maximierung

Bei einer Optimierung der Baumartenanteile durch die robuste Worst-Case-Maximierung ($\omega = 0,3$; $\varepsilon = 0,6$) ergeben sich tendenziell ausgewogenere Mischungsverhältnisse (Tab. 7). Im realistischen Fall (Szenario 14) verringert sich der optimale Anteil der Buche auf 60% ($\alpha = 0,05$ und $\alpha = 0,01$), der durchschnittliche optimale Anteil der Buche beträgt 54% ($\alpha = 0,05$) bzw. 57% ($\alpha = 0,01$). Im Gegensatz zur klassischen Worst-Case-Maximierung sind die Optimierungsergebnisse deutlich weniger sensitiv gegenüber Veränderungen der Ausgangslage. Die Standardabweichung der optimalen Buchenanteile beträgt lediglich 5% ($\alpha = 0,05$) bzw. 7% ($\alpha = 0,01$). Der Vergleich der Ergebnisse der beiden Bewertungsansätze zeigt außerdem, dass die optimalen Mischungen der robusten Worst-Case-Maximierung nach dem Referenzdatensatz sowohl einen höheren mittleren Worst-Case-Kapitalwert als auch einen höheren Mittelwert der Kapitalwerte erreichen. Die Differenz der durchschnittlichen Worst-Case-Kapitalwerte beträgt 170 EUR/ha ($\alpha = 0,05$) bzw. 311 EUR/ha ($\alpha = 0,01$), der Unterschied der Mittelwerte ist 86 EUR/ha ($\alpha = 0,05$) bzw. 84 EUR/ha ($\alpha = 0,01$). Analog zur reduzierten Sensitivität der Optimierungsergebnisse nimmt bei der robusten Worst-Case-Optimierung auch die Streuung der Worst-Case-Kapitalwerte und der Mittelwerte der Kapitalwerte ab.

Tab. 7: Optimale Buchenanteile für verschiedene Szenarien sowie deren Worst-Case- und mittlere Kapitalwerte [EUR/ha] bei robuster Worst-Case-Maximierung ($\alpha=0,05$; $\alpha=0,01$)

Szenario	$\alpha=0,05$			$\alpha=0,01$		
	Anteil Buche	Worst-Case	Mittelwert	Anteil Buche	Worst-Case	Mittelwert
1	0,55	1.942	4.404	0,6	513	4.348
2	0,55	1.942	4.404	0,6	513	4.348
3	0,55	1.942	4.404	0,6	513	4.348
4	0,6	1.934	4.348	0,65	414	4.291
5	0,6	1.934	4.348	0,65	414	4.291
6	0,6	1.934	4.348	0,65	414	4.291
7	0,6	1.934	4.348	0,65	414	4.291
8	0,6	1.934	4.348	0,65	414	4.291
9	0,6	1.934	4.348	0,65	414	4.291
10	0,5	1.926	4.461	0,5	574	4.461
11	0,5	1.926	4.461	0,5	574	4.461

Ergebnisse

12	0,5	1.926	4.461	0,5	574	4.461
13	0,55	1.942	4.404	0,6	513	4.348
14	0,6	1.934	4.348	0,6	513	4.348
15	0,6	1.934	4.348	0,6	513	4.348
16	0,55	1.942	4.404	0,6	513	4.348
17	0,55	1.942	4.404	0,6	513	4.348
18	0,55	1.942	4.404	0,6	513	4.348
19	0,45	1.830	4.518	0,45	546	4.518
20	0,45	1.830	4.518	0,4	610	4.574
21	0,45	1.830	4.518	0,4	610	4.574
22	0,55	1.942	4.404	0,55	585	4.404
23	0,55	1.942	4.404	0,55	585	4.404
24	0,6	1.934	4.348	0,55	585	4.404
25	0,5	1.926	4.461	0,55	585	4.404
26	0,5	1.926	4.461	0,55	585	4.404
27	0,5	1.926	4.461	0,55	585	4.404
Mittelwert	0,54	1.923	4.411	0,57	522	4.383
Stand.abw.	0,05	34	57	0,07	68	82

In der Folge wurde der Einfluss der Unsicherheitsparameter ω und ε auf die Optimierungsergebnisse untersucht. Dabei zeigte sich, dass eine Variation des Unsicherheitsparameters ω keine Auswirkung auf die Optimierungsergebnisse hat. Dieser repräsentiert eine mögliche Unsicherheit in Bezug auf die Höhe des Erwartungswertes der finanziellen Erträge. Eine Variation des Unsicherheitsparameters ε , welcher eine Unsicherheit über die Varianz der möglichen Erträge beschreibt, ist allerdings für die Optimierungsergebnisse von Bedeutung. Die Varianz der Erträge hat bei der Worst-Case-Optimierung entscheidenden Einfluss auf die Ergebnisse, da bei diesem sehr vorsichtigen Bewertungsansatz generell Alternativen mit geringer Streuung der Ergebnisse bei entsprechenden Mittelwerten der Kapitalwerte bevorzugt werden. Aus diesem Grund wurden Variationen des Unsicherheitsparameters ε für die Szenarien 9 und 21 getestet. In diesen Szenarien erreicht jeweils eine der beiden Baumarten ihr Varianz-Minimum, woraus entsprechend hohe optimale Mischungsanteile resultieren. Bei einer Reduzierung des Unsicherheitsparameters ε auf 0,0 stimmen die Ergebnisse der robusten Worst-Case-Maximierung mit den Ergebnissen des klassischen Bewertungsansatzes überein. Eine Erhöhung des Unsicherheitsparameters ε führt in beiden Szenarien zu einem zunehmend ausgeglicheneren optimalen Mischungsverhältnis (Abb. 10).

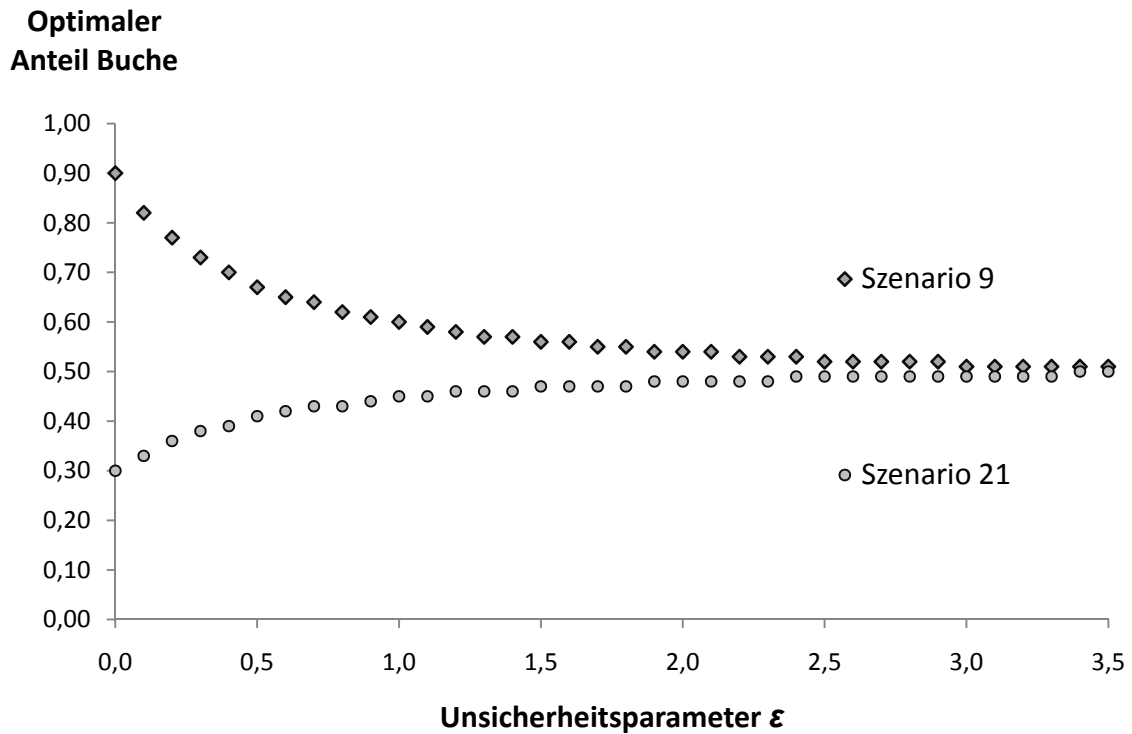


Abb. 10: Optimale Buchenanteile der Szenarien 9 und 21 in Abhängigkeit des Unsicherheitsparameters ε ($\alpha = 0,01$)

Andererseits besteht auch die Möglichkeit, dass bezüglich der Unsicherheit der finanziellen Erträge der beteiligten Baumarten unterschiedliche Vertrauensgrade oder Wissenslücken bestehen. Der Kenntnisstand über das Risiko (die Unsicherheit) einer Baumart kann höher oder geringer sein als das Wissen über das Risiko einer anderen zu beteiligenden Art. Aus diesem Grund wurden für das realistische Szenario 14 die optimalen Mischungsverhältnisse bei robuster Optimierung mit Berücksichtigung von Unterschieden in der Ungewissheit über die finanziellen Erträge berechnet. Dazu wurde jeweils für eine der beiden Baumarten volles Vertrauen in die vorliegenden Informationen angenommen (Unsicherheitsparameter $\varepsilon = 0$) und der optimale Buchenanteil bei zunehmender Unsicherheit über die Informationen der anderen Baumart berechnet. Dabei wurde deutlich, dass im Rahmen einer robusten Optimierung nicht zwangsläufig ausgeglichene Mischungsverhältnisse empfehlenswert erscheinen. Bei unterschiedlichem Vertrauensgrad bezüglich der Informationen über die finanziellen Erträge der einzelnen Baumarten nimmt der optimale Anteil der Baumart mit größerer Unkenntnis ab (Abb. 11).

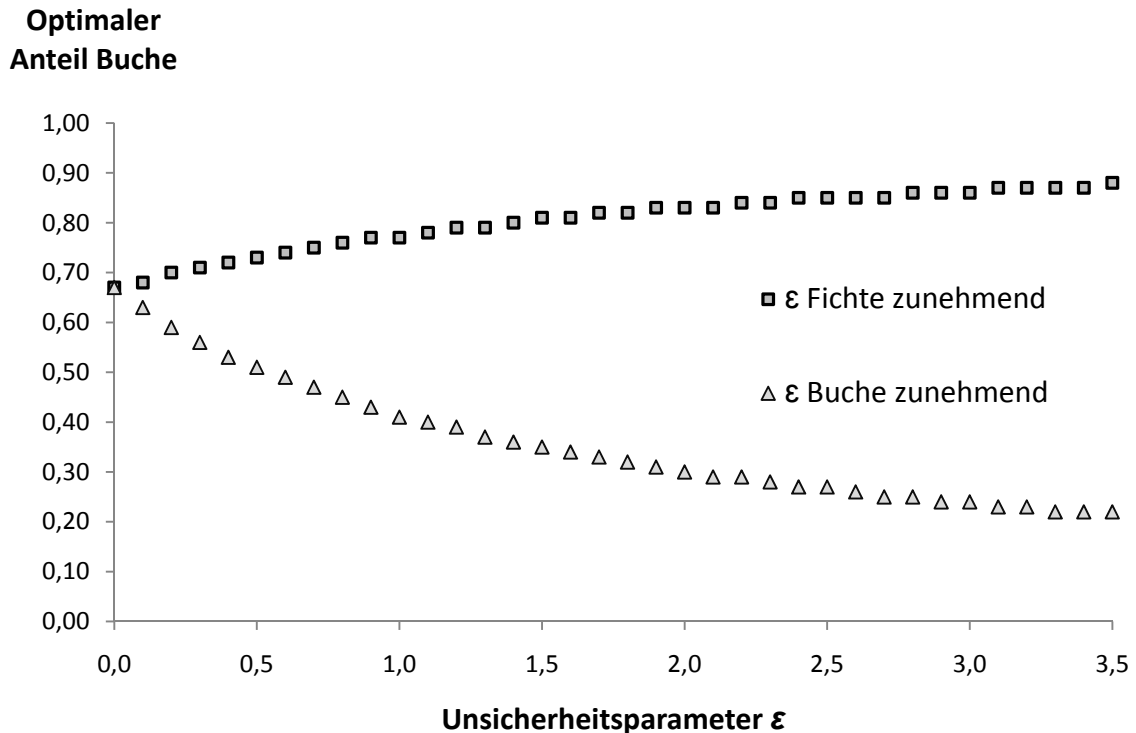


Abb. 11: Optimale Buchenanteile in Abhängigkeit des Unsicherheitsparameters ε für jeweils eine Baumart

Bei diesem Test wird jedoch ebenso deutlich, dass ein Reinbestand einer Baumart selbst bei einer einseitig zunehmenden Vertrauenslücke in die Informationen über die Unsicherheit der finanziellen Erträge im betrachteten Bereich nicht vorteilhaft erscheint. Dies gilt sogar selbst dann, wenn als Ausgangslage nicht das realistische Szenario 14 sondern ein einseitig optimistisches Szenario (Szenario 9 bzw. Szenario 21) angenommen wird. Auch in diesen Fällen bleibt ein geringer Anteil der Baumart mit pessimistischer Annahme und zunehmender Vertrauenslücke empfehlenswert (Szenario 9: 3% Fichte bei $\alpha = 0,01$; $\omega = 0,3$; $\varepsilon = 3,5$; Szenario 21: 9% Buche bei $\alpha = 0,01$; $\omega = 0,3$; $\varepsilon = 3,5$).

Wie bereits dargestellt wurde, erreichen die optimalen Baumartenanteile der robusten Optimierung verschiedener möglicher Szenarien (fehlerhafter Eingangsdaten) bei einer Übertragung auf den Referenzdatensatz im Vergleich zur klassischen Optimierung durchschnittlich sowohl höhere Worst-Case-Kapitalwerte als auch höhere mittlere Kapitalwerte. Außerdem ist die Streuung der Zielwerte deutlich geringer. Dies ist einerseits auf eine geringere Sensibilität der robusten Optimierungsergebnisse im Hinblick auf fehlerhafte Daten oder Abweichungen in der Zukunft zurückzuführen; Unsicherheiten im Hinblick auf die Risikoein-

schätzung werden bereits vorausgesetzt, wodurch sich mögliche Abweichungen weniger stark auf die Ergebnisse auswirken können. Andererseits resultieren aufgrund der vorsichtigen Herangehensweise bei der klassischen Worst-Case-Optimierung zunächst hohe Anteile der risikoärmeren Alternative (Buche). Unter Beachtung der Unkenntnis zukünftiger Entwicklungen verringert sich der Anteil der stärker bevorzugten Alternative, wodurch in diesem Fall die riskantere aber ertragreichere Alternative stärker berücksichtigt wird. Dies trägt erwartungsgemäß ebenso zu einer durchschnittlichen Erhöhung der Worst-Case-Kapitalwerte und der mittleren Kapitalwerte bei. Aus diesem Grund erschien es interessant, wie sich verschiedene Zielwerte einer robusten Optimierung bei unterschiedlichen Ausgangslagen verhalten. Ein Vergleich der minimalen, der erwarteten und der maximalen Kapitalwerte der robusten Optima mit unterschiedlichen Unsicherheits-Parametern zeigte folgende Ergebnisse (Abb. 12, Abb. 13 und Abb. 14)⁵:

Kapitalwert

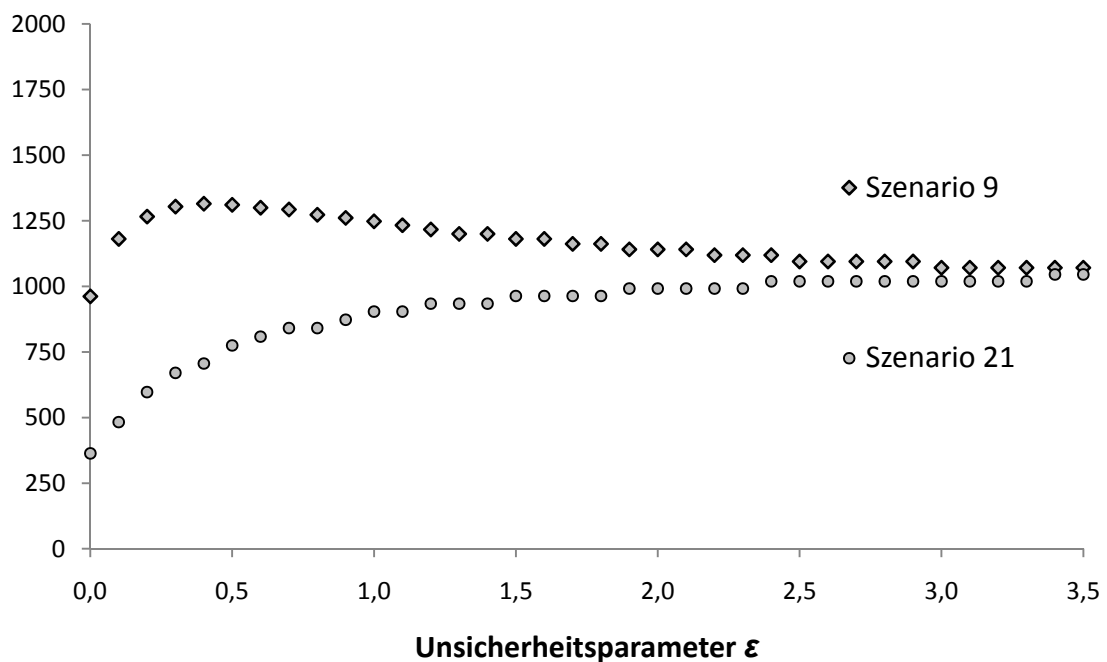


Abb. 12: Minimale Kapitalwerte (Worst-Case; $\alpha=0,01$) verschiedener robuster Optima in Abhängigkeit des Unsicherheitsparameters und des Szenarios [EUR/ha]

⁵ Für einen Vergleich der Effekte ist die unterschiedliche Skalierung der Abb. 12-14 zu beachten. Bei einheitlicher Skalierung erscheinen die Effekte mit relativ schwacher Ausprägung.

Für den betrachteten Fall der Mischungen aus Buche und Fichte erhöhen sich die minimalen Kapitalwerte (Worst-Case; $\alpha=0,01$) der Lösungen einer robusten Worst-Case-Optimierung im Vergleich zu den Ergebnissen einer klassischen Worst-Case-Optimierung (Unsicherheitsparameter $\varepsilon=0$). Der Unterschied der minimalen Kapitalwerte einer robusten Optimierung zu den Werten einer klassischen Optimierung hängt jedoch auch von der Ausgangslage ab: Für das Szenario 9 (Fichte optimistisch; Buche pessimistisch) ergibt sich nach der klassischen Optimierung ein relativ hoher Buchen-Anteil (90%). Diese Mischung erreicht laut Referenzdaten einen minimalen Kapitalwert von 962 EUR/ha. Werden Unsicherheiten im Hinblick auf die Risikoeinschätzung in die Optimierung integriert, verringert sich der optimale Anteil der Buche (vgl. Abb. 10) und es resultieren Mischungen, welche einen deutlich höheren minimalen Kapitalwert erreichen. Für das Szenario 9 verringert sich dieser Effekt mit zunehmender Unsicherheit im Hinblick auf die Risikoeinschätzung, innerhalb des betrachteten Bereiches verbleiben die minimalen Kapitalwerte im Vergleich zur optimalen Mischung der klassischen Worst-Case-Optimierung jedoch auf einem höheren Niveau. Im Gegensatz dazu resultiert für das Szenario 21 (Buche optimistisch; Fichte pessimistisch) zunächst ein relativ geringer Anteil der Buche (30%) mit einem minimalen Kapitalwert von 363 EUR/ha. Dieser Wert erhöht sich mit zunehmender Höhe des Unsicherheitsparameters und der damit einhergehenden Annäherung an ein ausgewogenes Mischungsverhältnis. Dieses verfügt im Vergleich zu den einseitigeren optimalen Mischungen des klassischen Ansatzes über eine geringere Streuung der Zielwerte und erreicht damit höhere Worst-Case-Werte. Für den Unterschied der Zielwerte einer robusten Optimierung im Vergleich zur nominalen Betrachtung ist jedoch auch die Ausgangslage entscheidend. Dies wird bei der Betrachtung der mittleren Kapitalwerte von optimalen Mischungen einer robusten Optimierung besonders deutlich (Abb. 13):

Kapitalwert

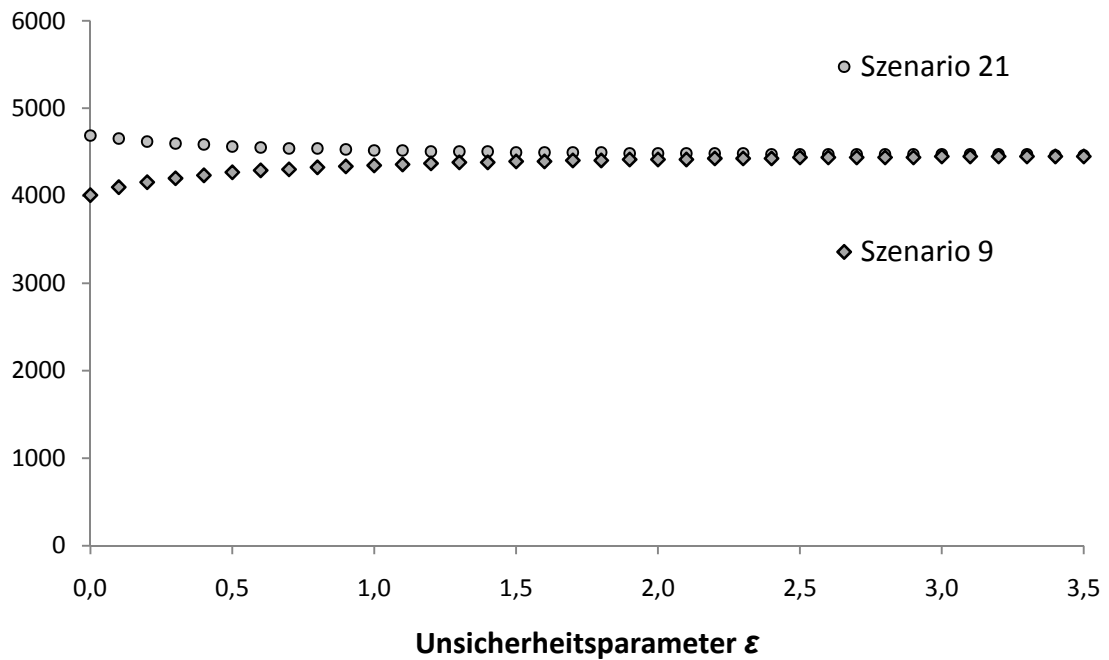


Abb. 13: Mittlere Kapitalwerte verschiedener robuster Optima in Abhängigkeit des Unsicherheitsparameters und des Szenarios [EUR/ha]

Für den Fall einer Mischung mit hohem Buchen-Anteil (Szenario 9) erhöhen sich die mittleren Kapitalwerte erwartungsgemäß mit zunehmender Berücksichtigung der Unsicherheit und der damit einhergehenden stärkeren Integration der Fichte. Umgekehrt verringern sich die Mittelwerte geringfügig im Falle der Ausgangslage einer optimalen Mischung mit hohem Fichten-Anteil und dessen Verminderung bei zunehmender Betonung der Robustheit (Szenario 21). Ähnlich verhalten sich die Maximalwerte von Mischungen der robusten Optimierung (Abb. 14).

Kapitalwert

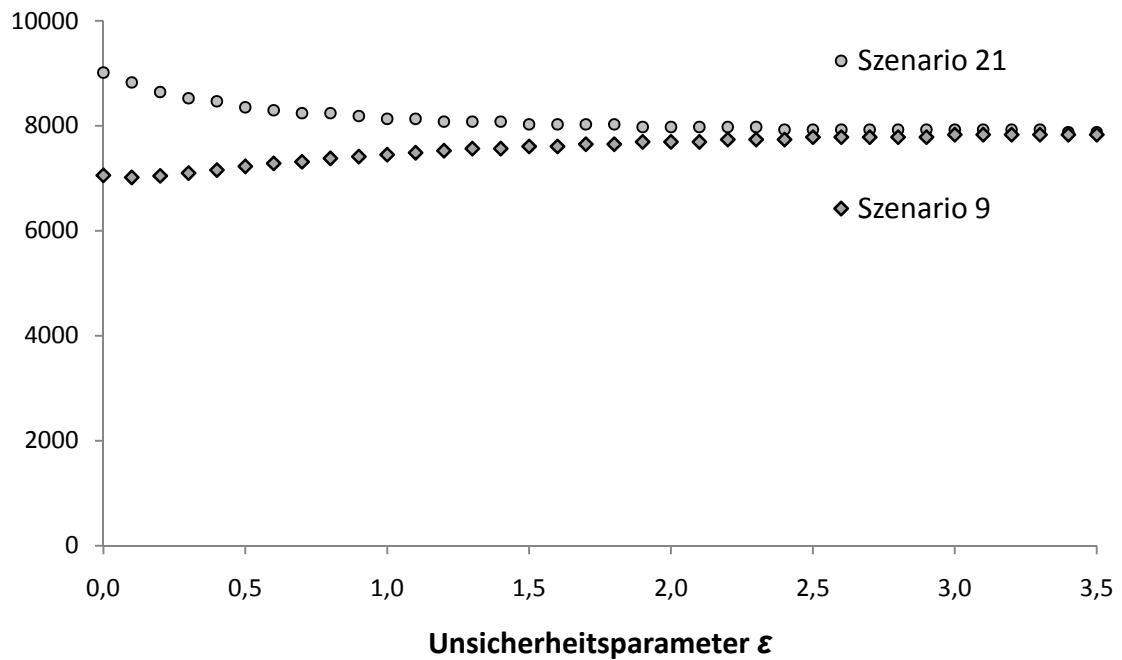


Abb. 14: Maximale Kapitalwerte ($\alpha=0,01$) verschiedener robuster Optima in Abhängigkeit des Unsicherheitsparameters und des Szenarios [EUR/ha]

Die Auswirkungen einer robusten Optimierung auf die Höhe des Zielwertes hängen demzufolge vom jeweiligen Zielwert und der Ausgangslage ab. Werden je nach Ausgangslage höhere Anteile einer bestimmten Baumart favorisiert, erscheint mit zunehmender Berücksichtigung der Unkenntnis über die Risikoeinschätzung eine höhere Beteiligung der jeweiligen anderen Baumart empfehlenswert und die Zielwerte verändern sich dementsprechend.

5. Diskussion

Weitere Aspekte der verwendeten Bewertungsansätze sollen in diesem Abschnitt genauer beleuchtet werden. Zunächst werden die eingangs vorgestellten Hypothesen anhand der Untersuchungsergebnisse beantwortet. Danach erfolgt eine Diskussion der Eigenschaften der verwendeten Datengrundlage sowie weiterer interessanter Aspekte der methodischen Ansätze. Letztendlich wird eine Einreihung der Untersuchungen in den wissenschaftlichen Kontext vorgenommen.

5.1. Prüfung der Hypothesen

Die erste Hypothese überprüft anhand des Beispiels aus Mittelchile die unterschiedliche finanzielle Attraktivität eines Sekundärwaldes und eines Reinbestandes einer exotischen Baumart sowie mögliche Veränderungen bei Berücksichtigung von Unsicherheiten und lautet:

- Die Berücksichtigung von Unsicherheiten erhöht die finanzielle Attraktivität eines Sekundärwaldes im Vergleich zur Pflanzung eines Reinbestandes

Aufgrund einer deutlich geringeren Unsicherheit der erwarteten Erträge verbessert sich die finanzielle Attraktivität des betrachteten Sekundärwaldes im Vergleich zur Pflanzung eines Douglasien-Reinbestandes unter der Annahme eines risikoaversen Entscheidungsträgers deutlich. Dies kann anhand der Höhe möglicher Kompensationsbeträge für den Erhalt des Sekundärwaldes belegt werden (Publikation 2), welche sich unter Berücksichtigung der Unsicherheiten für einen risikoaversen Waldbesitzer deutlich verringern. Da diese Unsicherheiten jedoch nicht nur als Risiko sondern auch als eine Möglichkeit der Erzielung höherer Erträge interpretiert werden können, kann eine Erhöhung der finanziellen Attraktivität des Sekundärwaldes durch Berücksichtigung von Unsicherheiten nicht grundsätzlich belegt werden. Vielmehr erhöht sich die finanzielle Attraktivität der unsichereren Anlagealternative (Pflanzung eines Reinbestandes) für einen nicht risikoaversen Waldbesitzer bzw. bei einer Bewertung auf Grundlage der Stochastischen Dominanz erster Ordnung. Die erste Hypothese kann damit als widerlegt gelten, da nicht alleine die Berücksichtigung der Unsicherheiten

sondern auch die individuelle Risikoeinstellung des Waldbesitzers für eine Veränderung der finanziellen Attraktivität entscheidend ist.

Die zweite Hypothese beschäftigt sich mit den Auswirkungen einer Berücksichtigung der Mischungsform bei der finanziellen Optimierung von Baumartenmischungen.

- Eine Berücksichtigung der Mischungsform führt nicht zu einer wesentlichen Veränderung der Optimierungsergebnisse von Baumartenanteilen

Die Mischungsform wurde im dargestellten Beispiel durch eine Unterscheidung von blockweiser Mischung von Reinbeständen und Einzelmischung berücksichtigt. Diese Unterscheidung basierte auf veränderten Zuwachsleistungen der betrachteten Baumarten in Abhängigkeit der Mischungsform. Dabei wurde deutlich, dass die optimalen Baumartenanteile für die jeweilige Mischungsform bei beiden betrachteten Bewertungsansätzen unterschiedlich stark variieren. Während bei Maximierung der Sharpe-Ratio sowie bei der klassischen Worst-Case-Maximierung für beide Mischungsformen annähernd gleiche optimale Baumartenanteile resultierten, führte eine Maximierung der Sicherheitsäquivalente zu größeren Unterschieden in den Optimierungsergebnissen. Auch hier ist die Höhe der angenommenen individuellen Risikoaversion ausschlaggebend, die optimalen Baumartenanteile bei blockweisen Mischungen von Reinbeständen erreichten jedoch im Vergleich zu Einzelmischungen innerhalb des betrachteten Bereiches von moderater ($\alpha=1$) bis hoher ($\alpha=2,8$) Risikoaversion teilweise deutlich höhere Anteile der Baumart Rauli. Auch im Falle der robusten Worst-Case-Maximierung resultierten für beide Mischungsformen deutliche Unterschiede im optimalen Mischungsverhältnis. Demnach kann die zweite Hypothese abgelehnt werden, da sowohl bei der Maximierung der Sicherheitsäquivalente als auch bei der Maximierung der robusten Worst-Case-Erträge deutliche Unterschiede in den Optimierungsergebnissen beider Mischungsformen auftraten.

Anhand der dritten Hypothese sollte der Einfluss der verschiedenen Optimierungsansätze auf die optimalen Mischungsverhältnisse getestet werden:

- Die Wahl des Optimierungsansatzes hat keinen Einfluss auf die Entscheidung der Mischungsanteile

Ein Vergleich der einzelnen Optimierungsergebnisse zeigt deutlich unterschiedliche Ergebnisse. Während bei Maximierung der Sicherheitsäquivalente im Bereich gebräuchlicher Werte der relativen Risikoaversion hohe Douglasien-Anteile empfehlenswert erscheinen, ergibt sich bei Maximierung der Sharpe-Ratio und der klassischen Worst-Case-Erträge ein hoher optimaler Anteil des Laubholzes. Darüber hinaus veränderten sich die optimalen Baumartenanteile wesentlich bei der robusten Worst-Case-Maximierung. Die überraschend großen Unterschiede der jeweiligen Ergebnisse können dabei auf die den einzelnen Ansätzen zugrundeliegende unterschiedliche Risiko-Aversion und unterschiedliche Risiko-Interpretation zurückgeführt werden. Die Hypothese konnte damit deutlich widerlegt werden.

In diesem Zusammenhang prüft die vierte Hypothese, ob bei Integration möglicher Veränderungen der Risikolage eine Tendenz zu ausgewogeneren Mischungsverhältnissen zu erwarten ist:

- Eine zusätzliche Berücksichtigung von Ungewissheit hat keinen Einfluss auf die optimalen Baumartenanteile

Ein Vergleich der Ergebnisse der klassischen Worst-Case-Maximierung und der robusten Worst-Case-Maximierung zeigt sowohl für Mischungen aus Buche und Fichte als auch für Mischungen aus Rauli und Douglasie einen hohen optimalen Laubholzanteil im Falle der klassischen Worst-Case-Maximierung sowie ein eher ausgeglichenes optimales Mischungsverhältnis im Falle der robusten Worst-Case-Maximierung. Die Prüfung des Einflusses der Höhe der angenommenen Ungewissheit auf die optimalen Mischungsverhältnisse anhand der Mischungen aus Buche und Fichte ergab mit zunehmender Ungewissheit eine relativ rasche Annäherung an ein ausgeglichenes optimales Mischungsverhältnis. Je größer die Wahrscheinlichkeit einer Abweichung von den bisherigen Entwicklungen eingeschätzt wird, desto weniger besteht Grund zur Bevorzugung einer einzelnen Baumart bei der Wahl der Mischungsverhältnisse. Dies setzt jedoch auch eine in Bezug auf die einzelnen Arten gleichmäßig verteilte Ungewissheit voraus. Somit kann die Hypothese abgelehnt werden.

5.2. Datengrundlage

Einen erheblichen Einfluss auf die Wahl der Baumartenmischung hat das als Informationsquelle zur Verfügung stehende Datenmaterial. Aus diesem Grund sollen in der Folge die Eigenschaften der Datenbasis, welche im Rahmen dieser Arbeit erstellt wurde (Mischungen aus Rauli und Douglasie), intensiver diskutiert werden (die ertragskundlichen Werte für den Vergleich des Sekundärwaldes und der Douglasien-Pflanzung sowie für die Optimierung von Mischungen aus Fichte und Buche wurden aus früheren Studien übernommen).

Insgesamt wurde für die Bewertung der Mischungen aus Rauli und Douglasie eine sehr vorsichtige Herangehensweise gewählt. Da keine zuverlässigen Informationen über den Zeitpunkt und die Eingriffsstärke der Durchforstungen in den herangezogenen Untersuchungsbeständen vorhanden waren, konnten die Reaktionen der beiden Baumarten auf die infolge der Eingriffe veränderten Umweltbedingungen nicht quantifiziert werden. Größtenteils wurden die Daten in undurchforsteten Beständen erhoben (GROSSE et al. 2008). Aus diesem Grund erfolgte die Berechnung der ertragskundlichen Werte sowie der finanziellen Erträge ohne eine Berücksichtigung von Vorerträgen. Anzumerken bleibt jedoch, dass vor allem die Baumart Rauli von einer intensiveren Bewirtschaftung deutlich profitieren könnte (z.B. MÜLLER-USING et al. 2008) und in den Untersuchungsgebieten oftmals zu schwach gefördert wurde. Da Rauli in jungen Jahren über ein hohes Reaktionsvermögen verfügt und der laufende jährliche Durchmesserzuwachs sehr früh kulminiert, schlagen verschiedene Autoren (DONOSO et al. 1993; GROSSE und QUIROZ 1998; GROSSE et al. 2008) eine wesentlich intensivere Bewirtschaftung mit Durchforstungen im Alter zwischen 5-15 Jahren vor. Gleichzeitig können besonders im Falle der Douglasie bereits wesentlich früher verkaufsfähige Sortimenten erzeugt werden (GROSSE et al. 2008). Um beide Potenziale auszuschöpfen und gleichzeitig eine ausgewogene Baumartenzusammensetzung verfolgen zu können, schlagen GROSSE et al. (2008) beispielsweise verschiedene trupp- oder gruppenweise Mischungen der beiden Baumarten vor. Demzufolge sollten je nach Mischungsform und Zielsetzung sowie den damit verbundenen Eingriffszeitpunkten und entnommenen Sortimenten auch deutlich höhere Kapitalwerte bzw. interne Verzinsungen für Mischungen beider Baumarten möglich sein. MUJICA (1997) berechnete beispielsweise für eine Rauli-Pflanzung bei moderater Bewirtschaftung (Umtriebszeit 47 Jahre) einen Kapitalwert (6%) von etwa 94 US\$ (entsprechend 44.000 chil. Pesos), bei intensiverer Bewirtschaftung (Umtriebszeit 39 Jahre, höhere Vorerträge) und opti-

mistischeren Annahmen ergab sich eine Kapitalwert von 698 US\$ (entsprechend 327.000 chil. Pesos). Nach CABRERA (2004) ergibt sich für Douglasien-Bestände bei extensiver Bewirtschaftung eine interne Verzinsung von 5,2% (5,7% mit Berücksichtigung einer Aufforstungs-Subvention) und bei intensiver Bewirtschaftung eine interne Verzinsung von 8,7% (9,7% mit staatlicher Förderung). Die finanziellen Auswirkungen verschiedener Durchforstungskonzepte mit der Zielsetzung der Förderung einer bestimmten Baumart in Mischungen aus Fichte und Buche wurden beispielsweise auch von KAHN (1999) anhand einer einzelbaumbasierten Wuchssimulation untersucht. Eingriffe zugunsten der Fichte erschienen dabei aus finanzieller Hinsicht empfehlenswert, allerdings wurden dabei Aspekte der Holzqualität und biophysikalischer Risiken ausgeklammert.

Ein weiterer bedeutender Aspekt in diesem Zusammenhang ist die Erfassung der Holzqualitäten und deren Integration in die Mischungsoptimierung. Wie bereits erwähnt, konnten in dieser Arbeit keine Beziehungen zwischen der Holzqualität und der Mischungsform aufgestellt werden, um diese in die finanzielle Optimierung der Mischungsanteile einzubeziehen. Weitere Studien dazu konnten im Zusammenhang mit Mischungen aus Rauli und Douglasie nicht ausfindig gemacht werden. Lediglich LOEWE et al. (2007) stellten in 11- bis 15-jährigen Beständen im Vergleich zu Reinbeständen eine Verbesserung der Schaftqualität von Rauli in Mischungen mit Douglasie, Roble (*Nothofagus obliqua*) und Coigüe (*Nothofagus dombeyi*) fest. Weitere fundierte Untersuchungen über Veränderungen der Holzqualität beider Baumarten fehlen jedoch bis dato.

Eine Einbeziehung möglicher natürlicher Risikofaktoren (Sturm, Insekten, Pilze, etc.) war in der vorliegenden Untersuchung aufgrund mangelnder Kenntnisse über deren Bedeutung nicht möglich. Da Mischungen beider Baumarten eine relativ neue forstwirtschaftliche Entwicklung in Chile darstellen, ist deren Verbreitung und Altersstruktur bisher begrenzt. Aus diesem Grund existieren kaum Erfahrungen über die Anfälligkeit dieser Mischungen oder von Reinbeständen beider Baumarten. Quantitative Untersuchungen hierzu konnten im Rahmen dieser Arbeit nicht ausfindig gemacht werden. Nach Aussagen von Waldbesitzern und Kooperationspartnern spielen diese Risiken in den untersuchten Mischungen bisher jedoch eine sehr geringe Rolle.

Wie KNOKE und SEIFERT (2008) bei einer separaten Betrachtung der Mischungseffekte (erhöhte Bestandesstabilität, verminderte Holzqualität, veränderter Volumenzuwachs) für Mi-

sungen aus Buche und Fichte feststellten, können sich deutliche Veränderungen im Hinblick auf die finanzielle Optimierung von Mischungen ergeben. Den einflussreichsten Mischungseffekt stellte dabei eine erhöhte Bestandesstabilität dar, während die verminderte Holzqualität die Diversifikationseffekte der Mischung nahezu vollständig neutralisierten. Der veränderte Volumenzuwachs (15% Erhöhung für Fichte in Mischung, 13% Verminderung für Buche in Mischung) hatte lediglich geringfügige Auswirkungen auf die finanzielle Optimierung. Demnach wäre es sicherlich wünschenswert, in zukünftige Untersuchungen von Mischungen aus Rauli und Douglasie auch eine Veränderung der Holzqualität und eine erhöhte Bestandesstabilität (soweit vorhanden) einzubeziehen.

5.3. Methodische Ansätze

5.3.1. Mittelwert-Varianz-Analyse

Die deutlichen Unterschiede der Optimierungsergebnisse durch Maximierung des Sicherheitsäquivalents und Maximierung der Sharpe-Ratio (Publikation 3) sind zunächst nur schwer nachzuvollziehen. Aus diesem Grund sollen in einem exemplarischen Vergleich die Parameter beider Methoden und deren Einfluss auf die Optimierungsergebnisse beider Bewertungsansätze näher beleuchtet werden. Die grobe mathematische Struktur beider Methoden zeigt für das Sicherheitsäquivalent eine Betrachtung des Unterschiedes zwischen Mittelwert des Ertrages und dessen Unsicherheit (je nach Risikoeinstellung mehr oder weniger gewichtet), während die Sharpe-Ratio die Relation beider Parameter bewertet. Demzufolge können neben der Risikoeinstellung sowohl die absolute Höhe als auch der Unterschied zwischen beiden Parametern der Anlagealternativen die Ergebnisse beeinflussen. Um die dabei auftretenden Effekte im Hinblick auf die Optimierungsergebnisse zu verdeutlichen, wurden für eine Anlagealternative A mit konstanten Parametern (Mittelwert $\mu = 500$; Standardabweichung $\sigma = 300$) deren optimale Anteile bei Variation der Parameter einer Anlagealternative B und des Korrelationskoeffizienten sowie bei Variation der relativen Risikoaversion (Sicherheitsäquivalent) über beide Optimierungsansätze berechnet.

Bei Variation der Parameter der Anlagealternative B wurde zwischen einer absoluten Erhöhung der Parameter μ und σ bei gleicher Relation beider Werte im Vergleich zur Anlagealternative A sowie einer relativen Erhöhung mit kleinerem bzw. größerem Verhältnis beider

Werte im Vergleich zur Anlagealternative A unterschieden (Abb. 12). Dabei zeigt sich für einen Korrelationskoeffizienten $k = 0$ und für eine moderate relative Risikoaversion ($a = 1$) ein deutlicher Unterschied für die Ergebnisse beider Optimierungsansätze. Generell resultieren bei Optimierung nach der Sharpe-Ratio wesentlich höhere optimale Anteile der konservativeren Anlagealternative A im Vergleich zur Optimierung durch Maximierung des Sicherheitsäquivalents. Ein weiterer Aspekt wird bei Betrachtung der Relationen von μ und σ beider Anlagealternativen deutlich: Bei einem geringeren Verhältnis dieser Werte von Anlagealternative B im Vergleich zur Alternative A fallen auch die Unterschiede in den Optimierungsergebnissen schwächer aus. Ist das Verhältnis der beiden Parameter einer Alternative jedoch größer als jenes Verhältnis der anderen Alternative, resultieren deutlich stärkere Unterschiede in den Optimierungsergebnissen.

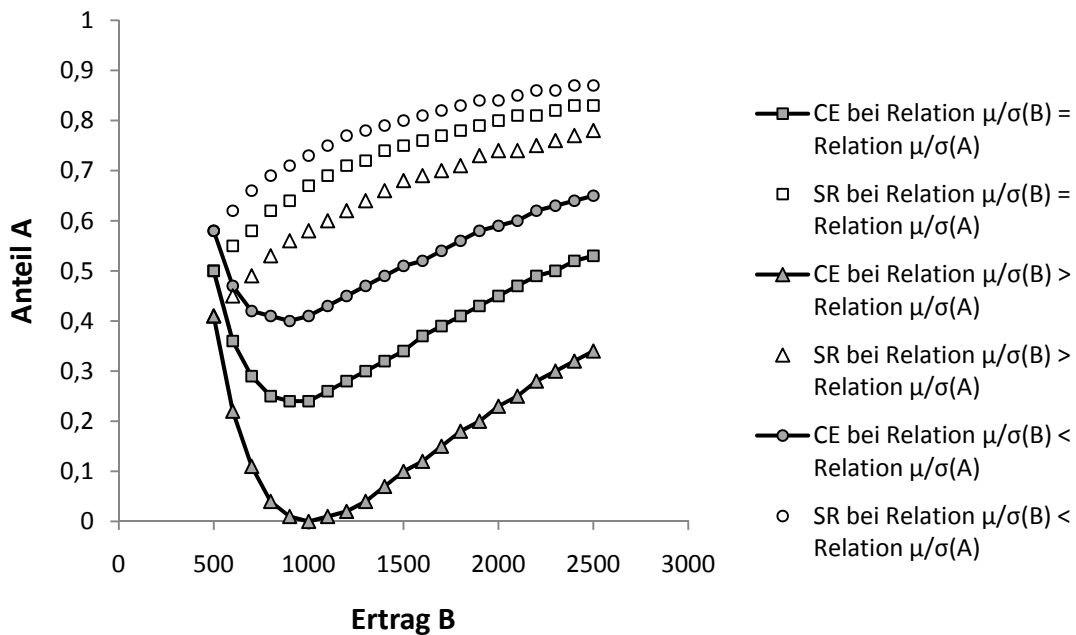


Abb. 12: Optimale Anteile der Anlagealternative A nach SR und CE bei Variation der Parameter μ (B) und σ (B) und unterschiedlichen Relationen beider Parameter im Vergleich zur Anlagealternative A (relative Risikoaversion $a = 1$; Korrelationskoeffizient $k = 0$)

Ein weiterer einflussreicher Faktor auf die Optimierungsergebnisse nach Maximierung des Sicherheitsäquivalents ist die Risikoaversion des Entscheidungsträgers (Abb. 13). Die Auswirkungen wurden durch Variation der relativen Risikoaversion für eine Optimierung beider Anlagealternativen mit einem identischen Verhältnis der Parameter μ und σ getestet. Eine

Erhöhung der relativen Risikoaversion a führt dabei erwartungsgemäß zu höheren Anteilen der weniger riskanten Anlagealternative A. Jedoch ergeben sich für eine moderate relative Risikoaversion ($a = 1$) analog zum Beispiel in Abb. 12 zunächst deutliche Unterschiede in den Optimierungsergebnissen. Erst bei einer relativen Risikoaversion von $a = 3$ werden in diesem Fall die optimalen Anteile der Anlagealternativen nach Maximierung der Sharpe-Ratio annähernd erreicht.

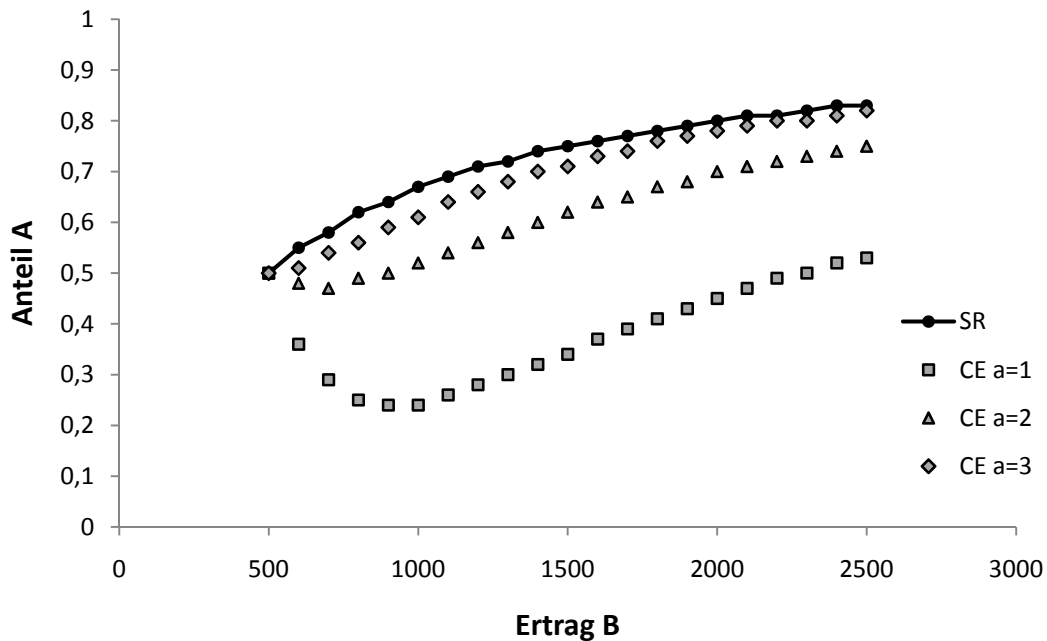


Abb. 13: Optimale Anteile der Anlagealternative A nach SR und CE bei Erhöhung der relativen Risikoaversion a ($\mu/\sigma(A) = \mu/\sigma(B)$; $k = 0$)

Im Vergleich zu den deutlichen Unterschieden in den Optimierungsergebnissen bei Variation von Höhe und Verhältnis aus μ und σ sowie der Erhöhung der Risikoaversion zeigte eine Variation des Korrelationskoeffizienten im Bereich von $-0,3 < k < +0,3$ geringere Auswirkungen. Insgesamt zeigte sich hierbei ein stärkerer Einfluss auf die Optimierungsergebnisse bei Maximierung des Sicherheitsäquivalents, welcher mit Erhöhung bzw. Verringerung des Verhältnisses von μ und σ der Anlagealternative B im Vergleich zur Anlagealternative A zunimmt.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Optimierungsergebnisse bei Maximierung des Sicherheitsäquivalents eine deutlich stärkere Abhängigkeit von den einzelnen Einflussgrößen zeigten. Auf der einen Seite ist dies durch die Berücksichtigung der individuellen Risikoaversion des Entscheidungsträgers bedingt, andererseits spielt auch das Verhältnis der

Bewertungsparameter beider Alternativen eine große Rolle. Der Einfluss der individuellen Risikoaversion kann dabei auch als Vorteil dieser Optimierungstechnik angesehen werden, weil besser auf die spezifischen Präferenzen des Entscheidungsträgers eingegangen werden kann. Allerdings ist eine individuelle Risikoaversion in der Regel schwer zu bestimmen und kann im Lauf der Zeit auch Veränderungen unterliegen. Im Gegensatz dazu setzt die Sharpe-Ratio eine hohe Risikoaversion des Entscheidungsträgers voraus und tendiert zu deutlich höheren Anteilen der risikoärmeren Anlagealternative. Vergleichbare Ergebnisse erzielte auch eine Untersuchung von GLOY und BAKER (2001) bei der Optimierung von landwirtschaftlichen Investitionsalternativen.

5.3.2. Stochastische Dominanz

Die Stochastische Dominanz eignet sich grundsätzlich zum Vergleich von sich gegenseitig ausschließenden unsicheren Alternativen anhand der kumulativen Häufigkeitsverteilungen möglicher Zielwerte. Dies beinhaltet auch die Annahme einer vollständigen positiven Korrelation der Zielwerte beider Alternativen. Andererseits können auch Verteilungen für Mischungen von Alternativen generiert werden (z.B. durch eine Monte-Carlo-Simulation), welche eine unterschiedliche Korrelation der unsicheren Parameter (z.B. Holzpreis) berücksichtigen und eine Optimierung der Mischung erlauben (vgl. KNOKE 2008). Somit wäre auch eine Anwendung dieser Methode auf die Fragestellung einer optimalen Mischung aus Rauli und Douglasie möglich, worauf jedoch im Rahmen dieser Arbeit verzichtet wurde.

In der vorliegenden Arbeit wurden die Verfahren der Stochastischen Dominanz erster und zweiter Ordnung angewendet, um die finanzielle Leistungsfähigkeit einer Douglasien-Pflanzung und eines Sekundärwaldes in Mittelchile unter Berücksichtigung von Unsicherheiten zu beurteilen (Publikation 2). Für unterschiedliche Risikoeinstellungen wurden anschließend geeignete Kompensationsbeträge für den Verzicht auf eine Umwandlung des Sekundärwaldes abgeleitet. Die Effektivität dieser Beträge konnte mit Hilfe der Stochastischen Dominanz genauer beleuchtet werden. Auch wenn in Chile seit 2008 eine Umwandlung von Naturwald in Pflanzungen exotischer Baumarten durch das „Gesetz zum Wiederaufbau des Naturwaldes und zur Waldförderung“ verboten ist (MÜLLER-USING und BAVA 2010), erscheint dieses Verfahren sowohl für die Bestimmung von Kompensationsbeträgen bei ähnlichen Fra-

gestellungen als auch generell für die Bewertung unterschiedlicher Investitionsalternativen unter Unsicherheit im forstlichen Bereich aufgrund der geringfügigen Annahmen gut geeignet. Außerdem wurden in der Vergangenheit weitere Verfahren entwickelt, welche auch eine Portfolio-Optimierung und damit eine Optimierung von Mischungsverhältnissen anhand der Stochastischen Dominanz erlauben (z.B. KUOSMANEN 2001, 2004; POST 2003; DENTCHEVA und RUSZCZYNSKI 2006). Darüber hinaus könnte möglicherweise das Verfahren einer robusten Stochastischen Dominanz (DENTCHEVA und RUSZCZYNSKI 2010) für forstliche Anwendungen hilfreich sein.

5.3.3. Klassische und robuste Worst-Case-Maximierung

Robuste Optimierung versucht, Unsicherheiten im Hinblick auf die Eingangsdaten bzw. bisher nicht erfasste Ereignisse als mögliche Ereignisse in ein Optimierungsproblem einzubeziehen und eine Lösung zu erhalten, welche trotz möglicher negativer Entwicklungen ein akzeptables Ergebnis ermöglicht oder einen kritischen Sollwert erreicht. Dazu wird üblicherweise die Zielfunktion um einen definierten Unsicherheitsraum erweitert und letztlich ein Zielwert gesucht, welcher auch unter diesen Voraussetzungen optimal erscheint.

Im Robustheits-Modell der Info-Gap-Theorie (BEN-HAIM 2006) wird dabei folgendes Vorgehen gewählt: Für einen gegebenen kritischen Zielwert werden Lösungen gesucht, welche diesen auch unter den negativsten zukünftigen Veränderungen erreichen. Damit wird die Frage untersucht, wie weit man von den auf der Vergangenheit basierenden Verteilungen der einzelnen Lösungen abweichen kann, um dennoch den kritischen Zielwert zu erreichen. Eine Lösung, welche es unter den schlechtesten Umweltbedingungen ermöglicht, diesen definierten Schwellenwert für ein definiertes Konfidenzintervall zu erreichen, wird als robustes Optimum ausgewählt. Wenn man so will, wird die tolerable Größe des Unsicherheitsraumes maximiert. Im Gegensatz dazu verfolgen zahlreiche andere Modelle der robusten Optimierung einen etwas unterschiedlichen Ansatz: Für einen definierten Unsicherheitsraum wird diejenige Alternative als optimal ausgewählt, welche einen maximalen Zielwert unter den definierten verschlechterten Bedingungen erreicht (z.B. BEN-TAL et al. 2009). Dazu wird die ursprüngliche Zielfunktion in ein robustes Pendant (engl.: robust counterpart) umgewandelt. Die robuste Lösung ist für einen festgelegten Raum von möglichen negativen Umweltbedin-

gungen optimal. Optimal bedeutet dabei, dass für jede Kombination der Parameter aus dem Unsicherheitsraum machbare Lösungen gefunden werden oder dass ein kritischer Zielwert überschritten wird. Dieser Ansatz liegt auch dem in dieser Arbeit verwendeten Modell einer robusten Worst-Case-Maximierung zugrunde und dient in der Folge als Diskussionsgrundlage. Eine Diskussion über das Robustheits-Modell der Info-Gap-Theorie und dessen Beziehung zum hier verwendeten Ansatz findet sich in den Publikationen 1 und 4.

Die Worst-Case-Maximierung hat zunächst eine Absicherung der Investition im Falle des Auftretens negativer Ereignisse zum Ziel. Dies ist gleichbedeutend mit einer grundsätzlich defensiven oder vorsichtigen Herangehensweise. Daraus resultieren folglich Lösungen mit einem hohen Anteil der weniger riskanten Baumart. Eine zusätzliche Berücksichtigung von Unsicherheiten im Hinblick auf die Ausgangsdaten (robuste Worst-Case-Maximierung) führt zwangsläufig zu einer Veränderung dieser Tendenz: Für den Fall einer gleichmäßigen Unkenntnis für alle Investitionsalternativen bzw. Baumarten über das Eintreten und die Auswirkungen der negativen Entwicklungen resultieren tendenziell konservativere Lösungen im Sinne von ausgewogenen Mischungsverhältnissen, da mit zunehmender Unkenntnis weniger Anlass besteht, eine bestimmte Alternative vorzuziehen. Wie in den Ergebnissen dargestellt wurde, kann eine Berücksichtigung von Unsicherheiten im Hinblick auf die Risikoeinschätzung sowohl zu einer Erhöhung als auch zu einer Verminderung der Zielwerte führen. Diese Veränderung der Zielwerte hängt entscheidend von der Ausgangslage bzw. der aktuellen Einschätzung ab. Je nachdem, ob nach dieser zunächst eine optimale Mischung mit einem hohen Anteil der riskanteren und ertragreicheren Alternative oder umgekehrt empfehlenswert erscheint, führt eine stärkere Berücksichtigung der jeweiligen anderen Alternative zu einer entsprechenden Veränderung der Zielwerte. In Übertragung auf das Anwendungsbeispiel der Mischungen aus Rauli und Douglasie bedeutet dies, dass eine optimale Mischung mit einem relativ hohen Anteil des Rauli (Abschnitt 4.2.3. Klassische Worst-Case-Maximierung) möglicherweise auf einer Optimierung mit unvollständiger Information über die Risiken beider Baumarten beruhen kann. Wird die Unsicherheit über die Risikoeinschätzung in der Optimierung berücksichtigt, ergeben sich ausgewogenere optimale Mischungsverhältnisse (Abschnitt 4.2.4. Robuste Worst-Case-Maximierung). Diese wiederum können, je nachdem, ob in der Ausgangslage die Risiken beider Baumarten zu pessimistisch oder zu optimistisch eingeschätzt wurden, zu positiven oder auch negativen Veränderungen der Zielwerte führen. Auch wenn die Art der momentanen Fehleinschätzung unbekannt ist, ver-

bleiben die ausgewogeneren Mischungsanteile der robusten Optimierung für eine größere Bandbreite fehlerhafter Einschätzungen optimal (geringere Streuung der optimalen Mischungsanteile).

Eine Betrachtung des Worst-Case und der Robustheit gegenüber negativen Abweichungen erscheint für den vorgestellten Fall einer finanziellen Optimierung von Baumartenmischungen durchaus sinnvoll (lange Planungszeiträume; Vorsichtsprinzip im Hinblick auf Nachhaltigkeit). Für den Fall, dass die Zielfunktion keine Maximierung des Worst-Case vorsieht (sondern beispielsweise eine Maximierung eines Erwartungswertes bei gegebener Varianz), lässt sich anhand verschiedener Studien nachvollziehen, dass durch Berücksichtigung von Unsicherheiten im Hinblick auf die Risikoeinschätzung eine Verminderung des Zielwertes bzw. eine negative Abweichung vom Zielwert der nominalen Betrachtung (ohne Berücksichtigung von Unsicherheiten im Hinblick auf die Risikoeinschätzung) resultiert: Erste Modelle zur Berücksichtigung möglicher Ungewissheit von SOYSTER (1973) und FALK (1976) lieferten Ergebnisse, deren Robustheit eine deutliche Verringerung des Zielwertes im Vergleich zur Lösung der nominalen Betrachtung zur Folge hatte, weshalb diese als zu konservativ beschrieben wurden. Spätere Arbeiten von BEN-TAL und NEMIROVSKI (1998, 1999, 2000), EL GHAOUI und LEBRET (1997) sowie BERTSIMAS und SIM (2004) befassten sich mit dieser Problematik (Preis der Robustheit) und entwickelten Ansätze, welche eine geringere Abweichung vom Zielwert der optimalen Lösung einer nominalen Betrachtung ermöglichen. BERTSIMAS und SIM (2004) führten für ein lineares Optimierungsproblem einen Schutzparameter (protection level) ein, welcher die möglichen Verletzungen von Nebenbedingungen (und damit die geforderte Robustheit) und gleichzeitig die Höhe der Abweichungen von der nominalen Optimallösung steuert. Anhand dieser Methode untersuchten sie die Wechselwirkung zwischen geforderter Robustheit und deren Preis: Für ein Portfolio-Optimierungsproblem zeigten sie dabei, dass mit zunehmender Höhe des Schutzparameters eine Erhöhung der minimalen Erträge bzw. eine Verringerung der maximalen Erträge einhergeht. Im Gegensatz dazu betrachtet der in dieser Arbeit verwendete Ansatz der robusten Optimierung den Worst-Case und verwendet Unsicherheits-Parameter, um die Robustheit über den Umfang des Unsicherheitsraumes zu quantifizieren. Der Vergleich der minimalen, der erwarteten und der maximalen Kapitalwerte der robusten Optima mit unterschiedlichen Unsicherheits-Parametern anhand des Beispiels von Mischungen aus Buche und Fichte zeigte jedoch ähnliche Ergebnisse (Abb. 14, Abb. 15 und Abb. 16).

5.4. Einordnung in den wissenschaftlichen Kontext

5.4.1. Inhaltliche Einordnung

Die Forstindustrie in Chile ist wie in anderen vergleichbaren Ländern (z.B. Neuseeland, Südafrika) an einer höchst effizienten Produktion von Holzprodukten orientiert. Dabei werden unterschiedliche Techniken zur Optimierung eines konstanten Holzangebotes, der Einschlagsplanung oder beispielsweise der Logistik genutzt (WEINTRAUB und BARE 1996; MARTELL et al. 1998; EPSTEIN et al. 1999; WEINTRAUB und ROMERO 2006). Eine Anwendung von Optimierungstechniken auf die Frage der Baumartenwahl ist jedoch nicht bekannt. Diese Frage stellt sich für den Großteil der chilenischen Forstindustrie im Moment auch nur in begrenztem Rahmen, da zum einen der gesamte Produktionsprozess auf den Anbau von *Pinus radiata* und wenigen *Eucalyptus*-Arten ausgerichtet ist, diese Baumarten sich gut für den Anbau in Reinbeständen eignen und damit sehr gute Renditen erzielt werden können. CUBBAGE et al. (2007) berechneten eine interne Verzinsung für *Pinus radiata* von 16,9% und für die einheimische Arten *Nothofagus nervosa* und *Nothofagus dombeyi* von 10,9% bzw. 13,6%. Andererseits handelt es sich bei diesen Aufforstungen um eine sehr intensive Bewirtschaftungsform und biophysikalische Risiken sowie umweltpolitische Aspekte gewinnen zunehmend an Bedeutung (CUBBAGE et al. 2007). Die Alternative von halbnatürlichen Aufforstungen ist bisher nur von geringer Bedeutung. Bei einem entsprechenden Zugewinn an Erfahrungen über geeignete Standorte, Mischungen, waldbauliche Behandlungsmethoden oder anzustrebende Produktionsziele kann sich diese Form der Waldbewirtschaftung sicherlich zu einer interessanteren Alternative entwickeln. Ein Beitrag dazu sollte im Rahmen dieser Arbeit geleistet werden: Verschiedene Möglichkeiten einer finanziellen Optimierung der Baumartenmischung unter Unsicherheit wurden aufgezeigt und anhand eines umfangreichen empirischen Datensatzes getestet. Bisherige Studien, welche sich mit dieser Thematik beschäftigten, stammen überwiegend aus Nordamerika, Nord- oder Mitteleuropa und verwendeten Anwendungsbeispiele aus den jeweiligen Regionen (vgl. Abs. 2.2. Studien zur Baumartenwahl unter Unsicherheit). Dabei wurden bis auf wenige Ausnahmen Mischungen aus Reinbeständen der jeweiligen Baumarten betrachtet, lediglich LOHMANDER (1993) sowie HYYTIÄINEN und PENTINEN (2008) befassten sich mit der finanziellen Attraktivität von Mischbeständen und KNOKE (2007) sowie KNOKE und SEIFERT (2008) beschäftigten sich mit Einzelbaumischungen und deren Auswirkungen auf eine finanzielle Optimierung. Die

ertragskundlichen Werte der vorliegenden Arbeit wurden sowohl in Rein- als auch Mischbeständen erhoben und für eine Unterscheidung der Zuwachsleistung nach Mischungsform genutzt. Leider konnten dabei noch keine Aussagen über weitere Effekte der Mischungsform wie Veränderungen der Holzqualität oder der Bestandesstabilität getroffen werden.

Die halbnatürlichen Wälder können neben einer gemischten Aufforstung auch Anreicherungspflanzungen kleinerer Freiflächen in degradierten Naturwäldern mit einheimischen Baumarten umfassen. Dieses waldbauliche Vorgehen wird in Chile zunehmend praktiziert und im Rahmen des „Gesetzes zum Wiederaufbau des Naturwaldes sowie forstlicher Förderungsmaßnahmen“ finanziell unterstützt (MÜLLER-USING et al. 2008; MÜLLER-USING und BAVA 2010). Auch dabei stellt sich die Frage einer geeigneten Mischung welche nach finanziellen Gesichtspunkten mit den vorgestellten Methoden untersucht werden kann. Darüber hinaus beinhaltet die neue Forstgesetzgebung in Chile generell eine verstärkte Förderung der Naturwaldbewirtschaftung. Dadurch kann möglicherweise auch eine Weiterentwicklung in der Holzverarbeitenden Industrie angestoßen werden, welche zu einer erhöhten Nachfrage von Holzprodukten einheimischer Baumarten und damit einer verbesserten finanziellen Attraktivität der halbnatürlichen Aufforstungen und des Naturwaldes führen kann.

5.4.2. Methodische Einordnung

Nach methodischen Aspekten kann die vorliegende Arbeit den forstlichen Untersuchungen zu Investitionsentscheidungen unter Unsicherheit zugeordnet werden. Die verwendeten Konzepte basieren auf Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Investitionsalternativen und fallen somit in den Rahmen der wahrscheinlichkeitstheoretischen Modelle, welcher in Publikation 1 ausführlich dargestellt wurde. Durch den Vergleich der gesamten Häufigkeitsverteilungen der Alternativen stellt das Konzept der Stochastischen Dominanz dabei den am wenigsten restriktiven Ansatz dar, während die Mittelwert-Varianz-Analysen und die Worst-Case-Optimierung sich auf bestimmte Parameter der Verteilungen beschränken. Im Hinblick auf die Optimierung von Baumartenmischungen wurden die Mittelwert-Varianz-Analysen bisher am häufigsten verwendet (z.B. THOMSON 1991; DEEGEN et al. 1997; KNOKE et al. 2005; KNOKE und WURM 2006), die weiteren Ansätze wurden dagegen bisher kaum genutzt. Eine Zusammenschau verschiedener Ansätze und ein Vergleich der jeweiligen Ergebnisse einer

Optimierung von Baumartenmischungen wurden bisher lediglich von KNOKE (2008) und BEINHOFER (2009) veröffentlicht. Erwartungsgemäß wurden auch in diesen Untersuchungen deutliche Unterschiede in den optimalen Mischungsverhältnissen für die einzelnen Optimierungsansätze aufgezeigt, für einen risikoaversen Entscheidungsträger konnte jedoch auch in beiden Studien eine höhere Attraktivität der Mischung im Vergleich zu einem Reinbestand belegt werden. KNOKE (2008) führte in diesem Zusammenhang auch eine robuste Optimierung von Baumartenmischungen anhand der Information-Gap Theorie (BEN-HAIM 2006) durch. Da dieser Ansatz jedoch die Unsicherheiten im Hinblick auf die Risikoeinschätzung vernachlässigt, ergab sich in diesem Fall aber eine weitgehende Übereinstimmung der Ergebnisse mit dem Ansatz einer Minimierung der Verlustwahrscheinlichkeit (vgl. Publikation 4). In der vorliegenden Arbeit wurden diese Unsicherheiten berücksichtigt, wodurch in beiden Anwendungsbeispielen eine deutliche Veränderung der optimalen Mischungsverhältnisse im Vergleich zu den Ergebnissen der klassischen Worst-Case-Optimierung resultierte.

Die finanzielle Optimierung von Baumartenmischungen unter Berücksichtigung von Unsicherheiten kann auch als Bindeglied zwischen der Mischwaldidee KARL GAYERS und einer Maximierung der finanziellen Effizienz im Sinne von MAX ROBERT PRESSLER interpretiert werden (BEINHOFER 2009). Die verschiedenen vorgestellten Methoden können verwendet werden, um die finanziellen Effekte von Mischungen und Reinbeständen in die Bewertung zu integrieren und auf dieser Basis optimale Baumartenanteile zu berechnen. Dazu sind jedoch noch weitergehende Untersuchungen zu den unterschiedlichen Effekten von Baumarteninteraktionen in kleinflächigen Mischungen (z.B. KNOKE und SEIFERT 2008) oder zur finanziellen Wertbestimmung und Integration weiterer Ökosystemleistungen (z.B. Kohlenstoff-Speicherung, Erholungswert, Lebensraum) nötig.

6. Schlussfolgerungen

Abschließend werden Schlussfolgerungen aus der vorliegenden Arbeit über die Wahl von Baumartenmischungen als forstökonomische Entscheidung unter Unsicherheit gezogen. Diese werden in eine abschließende Betrachtung der verwendeten Bewertungsansätze, Forschungsanregungen für die Wissenschaft und Empfehlungen für die Praxis untergliedert.

6.1. Abschließende Betrachtung der Bewertungsansätze

In dieser Arbeit wurde die Wahl von Baumartenmischungen als forstökonomische Entscheidung unter Unsicherheit anhand von Bewertungsbeispielen chilenischer Aufforstungen behandelt. Aus den dabei erhaltenen Ergebnissen lassen sich im Hinblick auf weitere wissenschaftliche Untersuchungen verschiedene Schlussfolgerungen ziehen: Die Berücksichtigung von Unsicherheit hatte deutlichen Einfluss auf die Ergebnisse der Bewertungen und die verschiedenen Bewertungsansätze lieferten stark voneinander abweichende Ergebnisse. Eine endgültige Bestimmung einer optimalen Mischung hängt demnach stark vom zugrundeliegenden Bewertungsansatz und dem dabei verwendeten Risikomaß ab. Nach ZIMMERMANN (2000) gibt es keine universell geeignete Theorie zur Beschreibung von Unsicherheit sondern die Wahl der geeigneten Theorie hängt vielmehr von der Qualität und Quantität der verfügbaren Informationen sowie den jeweiligen Anforderungen ab. Selbst bei einer Beschränkung auf wahrscheinlichkeitstheoretische Modelle wie in dieser Arbeit verbleibt die Auswahl eines geeigneten Bewertungsansatzes abhängig von den genannten Kriterien. Die Eignung der für die Mittelwert-Varianz-Analyse als Risikomaß verwendeten Standardabweichung wurde bereits mehrfach kritisch hinterfragt (vgl. Publikation 1), da hierfür einerseits die unrealistische Annahme einer Normalverteilung der Zielwerte getroffen werden muss und andererseits positive Abweichungen vom Erwartungswert ebenso als Risiko interpretiert werden. Es erscheint deshalb fraglich, ob dieses Risikomaß und damit die verschiedenen Ansätze der Mittelwert-Varianz-Analyse für eine finanzielle Optimierung von Baumartenmischungen oder andere forstwirtschaftliche Fragestellungen mit langfristigen Zeiträumen angebracht sind bzw. die Anforderungen an das Modell in solchen Fällen erfüllt werden können. Als weitere

Möglichkeit könnte eine Bewertung anhand der Stochastischen Dominanz in Betracht gezogen werden, welche in dieser Arbeit aber lediglich für die Betrachtung zweier sich ausschließender Alternativen durchgeführt wurde. Die Betrachtung des Worst-Case erscheint ebenso besser geeignet, da dieser als sogenanntes Downside-Risikomaß dem allgemein verbreiteten Risikoverständnis eher entspricht und nicht auf einer Annahme der Normalverteilung basiert. Letztlich sind jedoch besonders die Wahrscheinlichkeiten der geringsten Zielwerte nur schwer abzuschätzen, da diese auf einer sehr geringen Anzahl an Ereignissen basieren. Die generelle Problematik einer mangelhaften Information kann, wie in der vorliegenden Arbeit beschrieben, durch eine robuste Optimierung berücksichtigt werden. Dennoch wäre es natürlich immer hilfreich, genauere Informationen über die verschiedenen biophysikalischen Risiken oder Unsicherheiten der Holzpreisentwicklung zu erarbeiten. Dabei stellt sich die Frage, ob und wie weit zusätzliche Informationen den Einfluss einer anzunehmenden Ungewissheit beeinflussen, wenn besonders bei langfristigen Investitionen aufgrund hoher Umtriebszeiten mögliche zukünftige Veränderungen berücksichtigt werden müssen. Der in dieser Arbeit verwendete Ansatz einer robusten Worst-Case-Maximierung erscheint demnach angemessen, um sowohl die Qualität und Quantität der vorhandenen Informationen als auch die Anforderungen im Hinblick auf das entsprechende Risikomaß zu berücksichtigen (s.a. BRINKMANN 2005). Wie ausführlich dargestellt wurde, hängt die Wahl der optimalen Baumartenmischung anhand dieses Bewertungsansatzes letztendlich Vertrauen in die vorhandenen Informationen bzw. der Höhe des Unsicherheitsparameters ε ab. Ein höherer Anteil als 80% Rauli (Unsicherheitsparameter $\varepsilon = 0$) erscheint jedoch nicht empfehlenswert, mit zunehmender Höhe des Unsicherheitsparameters ist mit einer Annäherung an ein ausgeglichenes Mischungsverhältnis zu rechnen. Wie unterschiedlich sich eine Erhöhung dieses Parameters auf die Optima der jeweiligen Mischungsform auswirkt, verbleibt eine offene Frage für zukünftige Untersuchungen. Bei der hier durchgeführten Berücksichtigung der Unsicherheit über die Risikoeinschätzung (Unsicherheitsparameter $\varepsilon = 0,6$; $\omega = 0,3$) erschienen Einzelmischungen im Gegensatz zu den anderen Bewertungsansätzen empfehlenswerter als blockweise Mischungen von Reinbeständen.

6.2. Forschungsanregungen

Abgesehen von den unterschiedlichen Auswirkungen einer erhöhten Ungewissheit auf die Optima verschiedener Mischungsformen ergeben sich weitere mögliche Fragestellungen für zukünftige Untersuchungen: Die Ansätze der robusten Optimierung stellen für verschiedene forstwirtschaftliche Fragestellungen eine interessante Möglichkeit dar, Ungenauigkeiten der Datenbasis oder mögliche zukünftige Veränderungen aufgrund der langfristigen Planungszeiträume zu berücksichtigen. Anwendungen in forstwirtschaftlichen Untersuchungen sind bisher selten und können in Zukunft deutlich erweitert werden. Ein wichtiger Aspekt erscheint dabei zunächst die Untersuchung eines für die jeweilige Fragestellung geeigneten Modelles zur Beschreibung der Ungewissheit. Außerdem sollte das Verhältnis zwischen Robustheit und erwarteter Leistung einer Lösung stets hinterfragt werden (vgl. BEYER und SENDHOFF 2007) und weitere Möglichkeiten getestet werden, welche eine Berücksichtigung der Anpassungsfähigkeit im Hinblick auf zukünftige Veränderungen und mögliche Reaktionen (Steuerung der Baumartenanteile über Durchforstungen) erlauben.

Die finanzielle Optimierung von Baumartenmischungen kann auch noch im Hinblick auf einige weitere Aspekte verfeinert bzw. erweitert werden: Für eine Verbesserung der Datengrundlage wären weitere Untersuchungen über die Produktivität von Mischbeständen sowie über deren weitere Eigenschaften (Holzqualität, Anfälligkeit gegenüber biophysikalische Risiken) im Vergleich zu Reinbeständen wünschenswert. Abgesehen davon ist die Entwicklung von Methoden der Zuwachsmodellierung von Mischbeständen noch nicht abgeschlossen (BARTELINK 1999), auch wenn bereits verschiedene Modelle mit unterschiedlichen Komplexitätsgraden entwickelt wurden (z.B. Matrix-Modelle, siehe z.B. BUONGIORNO et al. 1995; einzelbaumbezogene Wachstumssimulatoren, siehe z.B. PRETZSCH et al. 2002). Bei einer Betrachtung mit einer größeren Anzahl an Baumarten ergibt sich zwangsläufig die Frage einer sinnvollen Anzahl zu mischender Arten, wenn man abgesehen von den waldbaulichen Möglichkeiten und der Realisierbarkeit die steigenden Komplexitätskosten genauer berücksichtigt. Darüber hinaus gibt es zahlreiche weitere Aspekte, welche unter Umständen in eine finanzielle Optimierung von Baumartenmischungen integriert oder mit dieser verknüpft werden können: Die Auswirkungen verschiedener Mischungsanteile auf die Biodiversität der Bestände wurde bisher kaum untersucht (vgl. LU und BUONGIORNO 1993), obwohl eine Thematisierung dieser Problematik auch außerhalb von Schutzgebieten und eine Integration in wirt-

schaftliche Kernaktivitäten sicherlich wünschenswert wären (FAO 2009). In engem Zusammenhang dazu sind die Auswirkungen verschiedener Mischungen auf die genetische Vielfalt der einzelnen Arten (MÜLLER-STARCK und STIMM 2007), auf weitere Waldfunktionen (vgl. HEKHUIS und WIEMAN 1999; CASTELLANO et al. 1999) oder die Effekte auf den Nährstoffhaushalt (HEITZ und REHFUSS 1999) zu berücksichtigen. Die Untersuchung weiterer Diversifikationseffekte (z.B. durch Produktion verschiedener Sortimente, vgl. BEINHOFER 2009; Integration von Nicht-Holz-Produkten) oder die Berücksichtigung von Rückkopplungseffekten zwischen Preis und angebotener Menge eines Produktes stellen weitere Aspekte dar, die eine umfassendere Bewertung der Frage nach einer optimalen Baumartenmischung ermöglichen.

In Verbindung mit der eingangs beschriebenen Situation der Forstwirtschaft in Chile ergeben sich außerdem mögliche Themenkomplexe, welche sich anhand der vorgestellten Methoden genauer untersuchen lassen: Abgesehen von einer geographischen und unternehmerischen Konzentration ist die forstliche Produktion überwiegend auf den Anbau von *Pinus radiata* und wenigen *Eukalyptus*-Arten aufgebaut. Die Ausweitung des Baumartenspektrums bei Aufforstungen ist sicherlich eine interessante Möglichkeit zu einer besseren Diversifizierung des gesamten Wirtschaftszweiges (LOEWE und GONZÁLEZ 2006). Dazu bedarf es weiterer Untersuchungen zur Baumarteneignung, passenden waldbaulichen Konzepten (z.B. Möglichkeiten der Naturverjüngung) und auch zu den bereits genannten Eigenschaften von Mischungen im Hinblick auf Produktivität oder Risiken. Damit verbundene Veränderungen der forstlichen Produktionsfläche und eine Betrachtung auf der Ebene von Landnutzungseinheiten stellen weitere interessante Untersuchungsobjekte der finanziellen Optimierung dar.

6.3. Empfehlungen für die Forstpraxis

Die in dieser Arbeit behandelten Mischungen aus Rauli und Douglasie stellen für chilenische Forstbetriebe eine interessante Alternative dar, allerdings können die Renditen dieser Mischungen sicherlich nicht mit den Werten der Reinbestände aus *Pinus radiata* oder *Eukalyptus* spp. konkurrieren. Dennoch kann dieses Modell auf geeigneten Standorten eine Möglichkeit sein, das Produktionsspektrum stärker zu diversifizieren und damit die finanziellen Risiken zu senken. Verschiedene Methoden zur Optimierung der Mischungsanteile wurden in dieser Arbeit vorgestellt, diese können auch auf die Berechnung optimaler Anteile der

Mischbestände im Unternehmensportfolio angewendet werden. Zahlreiche weitere Baumarten bieten sicherlich viele Möglichkeiten, um in dieser Richtung Fortschritte zu erzielen (vgl. LOEWE und GONZÁLEZ 2006). Nicht zuletzt bildet dabei auch die mittlerweile geförderte Bewirtschaftung von Naturwäldern eine Alternative, welche langfristig zur Risikostreuung beitragen kann. Mischungen aus Rauli und Douglasie stellen demnach eine von mehreren attraktiven Möglichkeiten zur Diversifizierung dar. Erste Erfahrungen in diese Richtung sind durchaus erfolgversprechend (LOEWE und GONZÁLEZ 2006; MÜLLER-USING et al. 2008; GROSSE et al. 2008) und dieses Potenzial könnte in Zukunft noch deutlich besser ausgeschöpft werden, um die Abhängigkeit von einzelnen wenigen Produkten und deren Märkten zu verringern.

Da wissenschaftlich abgesicherte Erkenntnisse in dieser Richtung sowohl auf internationaler wie auch nationaler Ebene noch ausbaufähig erscheinen, wäre eine Ausweitung der Zusammenarbeit zwischen Wissenschaft und Praxis sehr wünschenswert. Gerade in Bezug auf die Datengrundlage (Produktivität, Kosten und Risiken in Abhängigkeit einer Mischung) besteht weiterer Bedarf, um verlässliche und umfassendere Aussagen über optimale Bewirtschaftungskonzepte treffen zu können.

Literatur

- ABARE - JAAKO PÖYRY, 1999. Global Outlook for Plantations. ABARE Research Report 99.9, Canberra.
- AUSTIN, M.T., BREWBAKER, J.L., WHEELER, R., FOWNES, J.H., 1997. Short-rotation biomass trial of mixed and pure stands of nitrogen-fixing trees and *Eucalyptus grandis*. *Australian Forestry* 60, 161-168.
- BALL, J.B., WORMALD, T.J., RUSSO, L., 1995. Experience with mixed and single species plantations. *Commonwealth Forestry Review* 74, 301-305.
- BALLESTERO, E., GÜNTHER, M., PLA-SANTAMARIA, D., STUMMER, C., 2007. Portfolio selection under strict uncertainty: A multi-criteria methodology and its application to the Frankfurt and Vienna Stock Exchanges. *European Journal of Operational Research* 181, 1476-1487.
- BARTELINK, H.H., 1999. Growth and management of mixed-species stands. In: Olsthoorn, A.F.M., Bartelink, H.H., Gardiner, J.J., Pretzsch, H., Hekhuis, H.J., Franc, A. (Hrsg.). *Management of mixed-species forest: silviculture and economics*. IBN Scientific Contributions 15. DLO Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen. S. 186-191.
- BARTELINK, H.H. und OLSTHOORN, A.F.M., 1999a. Introduction: mixed forest in western Europe. In: Olsthoorn, A.F.M., Bartelink, H.H., Gardiner, J.J., Pretzsch, H., Hekhuis, H.J., Franc, A. (Hrsg.). *Management of mixed-species forest: silviculture and economics*. IBN Scientific Contributions 15. DLO Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen. S. 9-16.
- BARTELINK, H.H. und OLSTHOORN, A.F.M., 1999b. Prospects for research on mixed-species forests. In: Olsthoorn, A.F.M., Bartelink, H.H., Gardiner, J.J., Pretzsch, H., Hekhuis, H.J., Franc, A. (Hrsg.). *Management of mixed-species forest: silviculture and economics*. IBN Scientific Contributions 15. DLO Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen. S. 380-384.
- BAUHUS, J., KHANNA, P.K., MENDEN, N., 2000. Aboveground and belowground interactions in mixed plantations of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. *Canadian Journal of Forest Research* 30, 1886-1894.
- BAUHUS, J., VAN WINDEN, A.P., NICOTRA, A.B., 2004. Aboveground interactions and productivity in mixed-species plantations of *Acacia mearnsii* and *Eucalyptus globulus*. *Canadian Journal of Forest Research* 34, 686-694.
- BEINHOFER, B., 2009. Zur Anwendung der Portfoliotheorie in der Forstwissenschaft – Finanzielle Optimierungsansätze zur Bewertung von Diversifikationseffekten. Dissertation, Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung, Technische Universität München.
- BEN-HAIM, Y., 2006. *Info-Gap Decision Theory: Decisions Under Severe Uncertainty*, 2nd edition, Academic Press, London.
- BEN-TAL, A. und NEMIROVSKI, A., 1998. Robust convex optimization. *Mathematics of Operations Research* 23, 769-805.
- BEN-TAL, A. und NEMIROVSKI, A., 1999. Robust solutions of uncertain linear programs. *Operations Research Letters* 25, 1-13.
- BEN-TAL, A. und NEMIROVSKI, A., 2000. Robust solutions of linear programming problems contaminated with uncertain data. *Mathematical Programming* 88, 411-424.
- BEN-TAL, A. und NEMIROVSKI, A., 2008. *Selected Topics in robust convex optimization*. *Mathematical Programming* 112, 125-158.

- BEN-TAL, A., EL GHAOUJ, L., NEMIROVSKI, A., 2009. Robust Optimization. Princeton University Press, Princeton and Oxford.
- BERNOULLI, D., 1738. Speciem theoriae novae de mensura sortis. Commentarii Academiae Scientiarum Imperialis Petropolitanae 5, 175-192. Translated by Sommer, L., 1954. Exposition of a new theory on the measurement of risk. *Econometrica* 22, 23-36.
- BERTSIMAS, D., LAUPRETE, G., SAMAROV, A., 2004. Shortfall as a risk measure: properties, optimization and applications. *Journal of Economic Dynamics & Control* 28, 1353-1381.
- BERTSIMAS, D. und SIM, M., 2004. The Price of Robustness. *Operations Research* 52, 35-53.
- BEYER, H.G. und SENDHOFF, B., 2007. Robust optimization – a comprehensive survey. *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering* 196, 3190-3218.
- BMVEL (BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT), 2004. Die zweite Bundeswaldinventur: Das Wichtigste in Kürze. Sankt Augustin: Gekko.
- BOHLE, C., MATURANA, S., VERA, J., 2010. A robust optimization approach to wine grape harvesting scheduling. *European Journal of Operational Research* 200, 245-252.
- BOYLAND, M., NELSON, J., BUNNELL, F.L., 2005. A test for robustness in harvest scheduling models. *Forest Ecology and Management* 207, 121-132.
- BRANDL, H., 1989. Ergänzende Untersuchungen zur Ertragslage der Baumarten Fichte, Kiefer, Buche und Eiche in Baden-Württemberg. *Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitung* 160, 91-98.
- BRINKMANN, U., 2005. Robuste Portfoliooptimierung: Eine kritische Bestandsaufnahme und ein Vergleich alternativer Verfahren. In: Haasis, H.-D., Kopfer, H., Schönberger, J. (Hrsg.). *Operations Research Proceedings 2005. Selected Papers of the Annual International Conference of the German Operations Research Society (GOR)*. Springer, Berlin, Heidelberg 2006. S. 229-234.
- BULTE, E.H. und VAN KOOTEN, G.C., 1999. Metapopulation dynamics and stochastic bioeconomic modeling. *Ecological Economics* 30, 293-299.
- BUONGIORNO, J., PEYRON, J.-L., HOULLIER, F., BRUCIAMACCHI, M., 1995. Growth and Management of Mixed-Species, Uneven-Aged Forests in the French Jura: Implications for Economic Returns and Tree Diversity. *Forest Science* 41, 397-429.
- BURSCHEL, P. und HUSS, J., 1997. Grundriß des Waldbaues: Ein Leitfaden für Studium und Praxis. 2. Auflage. Berlin.
- CABRERA, J., 2004. Economía del pino oregon; ingresos, costos y rentabilidad. In: Seminario Diversificación Forestal; Nuevas Opciones, Nuevos Productos, Nuevos Mercados, 13-15 October 2004, Villarica, Chile.
- CARLE, J. und HOLMGREN, P., 2008. Wood from planted forests. *Forest Products Journal* 58, 6-18.
- CASTELLANO, E., GONZÁLEZ ALONSO, S., RÁBADE, J.M., SAN MIGUEL, M.A., 1999. Integral economic valuation of forest ecosystems: a case study of mixed broad-leaved and pure coniferous forests in the community of Madrid. In: Olsthoorn, A.F.M., Bartelink, H.H., Gardiner, J.J., Pretzsch, H., Hekhuis, H.J., Franc, A. (Hrsg.). *Management of mixed-species forest: silviculture and economics*. IBN Scientific Contributions 15. DLO Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen. S. 347-356.
- CHANG, S.J., 2001. One formula, myriad conclusions, 150 years of practicing the Faustmann Formula in Central Europe and the USA. *Forest Policy and Economics* 2, 97-99.
- CLAPP, R.A., 1995. Creating Competitive Advantage: Forest Policy as Industrial Policy in Chile. *Economic Geography* 71, 273-296.
- CUBBAGE, F., MAC DONAGH, P., SAWINSKI, J. JR., RUBILAR, R., DONOSO, P., FERREIRA, A., HOEFLICH, V., MORALES OLMOS, V., FERREIRA, G., BALMELLI, G., SIRY, J., NOEMI BAEZ, 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.
- DAHM, S., 1995. Bundeswaldinventur - Auswertungsmodelle und Vorschläge zur Effektivitätssteigerung. Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft; Nr. 180. Hamburg, Max Wiedebusch.
- DEBELL, D.S., COLE, T.G., WHITESELL, C.D., 1997. Growth, development and yield in pure and mixed stands of Eucalyptus and Albizia. *Forest Science* 43, 286-298.
- DEEGEN, P., HUNG, B., MIXDORF, U., 1997. Ökonomische Modellierung der Baumartenwahl bei Unsicherheit der zukünftigen Temperaturentwicklung. *Forstarchiv* 68 (5), 194-205.
- DEINES, A., PETERSON, E., BOECKNER, D., BOYLE, J., KEIGHLEY, A., KOGUT, J., LUBBEN, J., REBARBER, R., RYAN, R., TENHUMBERG, B., TOWNLEY, S., TYRE, A.J., 2007. Robust population management under uncertainty for structured population models. *Ecological Applications* 17, 2175-2183.
- DENTCHEVA, D. und RUSZCZYNSKI, A., 2006. Portfolio optimization with stochastic dominance constraints. *Journal of Banking and Finance* 30, 433-451.
- DENTCHEVA, D. und RUSZCZYNSKI, A., 2010. Robust stochastic dominance and its application to risk-averse optimization. *Mathematical Programming, Series B* 123, 85-100.
- DONOSO, C. und LARA, A., 1998. Introducción. In: Donoso, C. und Lara, A., (Hrsg.): *Silvicultura de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria, S. 25-34.
- DONOSO, P.J. und OTERO, L.A., 2005. Hacia una definición de país forestal: ¿Dónde se sitúa Chile? Towards a definition of a forest country: Where is Chile located? *Bosque* 26, 5-18.
- DONOSO, P.J., MONFIL, T., OTERO, L., BARRALES, L., 1993. Estudio de crecimiento de plantaciones y renovales de especies nativas en el area andina de las provincias de Cautín y Valdivia. *Ciencia e investigación forestal* 7, 253-287.
- EL GHAOUI, L. und LEBRET, H., 1997. Robust solutions to least-square problems to uncertain data matrices. *SIAM Journal on Matrix Analysis and Applications* 18, 1035-1064.
- EL GHAOUI, L., OUSTRY, F., LEBRET, H., 1998. Robust solutions to uncertain semidefinite Programs. *SIAM Journal on Optimization* 9, 33-52.
- EPSTEIN, R., MORALES, R., SERÓN, J., WEINTRAUB, A., 1999. Use of OR in Chilean forest industries. *Interfaces* 29, 7-29.
- FABOZZI, F.J., KOLM, P.N., PACHAMANOVA, D., FOCARDI, S. M., 2007a. Robust portfolio optimization and management. Hoboken: Wiley.
- FABOZZI, F.J., KOLM, P.N., PACHAMANOVA, D., FOCARDI, S.M., 2007b. Robust Portfolio Optimization. *The Journal of Portfolio Management* 33, 40-48.
- FABOZZI, F.J., HUANG, D., ZHOU, G., 2009. Robust portfolios: contributions from operations research and finance. *Annals of Operations Research* 176, 191-220.
- FALK, J.E., 1976. Exact solutions of inexact linear programs. *Operations Research* 24, 783-787.
- FAO, 2001. Financial and other incentives for plantation establishment. Report based on the work of J. Williams. Forest Plantation Thematic Papers, Working Paper 8. Forest Resources Development Service, Forest Resources Division. FAO, Rome (unpublished).
- FAO, 2005a. State of the world's forests. FAO, Rome.
- FAO, 2005b. Global Forest Resource Assessment. Terms and Definitions. FAO, Rome.
- FAO, 2006. Global planted forests thematic study: results and analysis, by A. Del Lungo, J. Ball and J. Carle. *Planted Forests and Trees Working Paper* 38. Rome.

- FAO, 2009. State of the world's forests. FAO, Rome.
- FAUSTMANN, M., 1849. Berechnung des Werthes, welchen Waldboden, sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 441-455.
- FELBERMEIER, B. und WEBER, M., 2007. Mischwald und Klimaänderung. LWF-Wissen 58, 30-33.
- FERSON, S. und GINZBURG, L. R., 1996. Different methods are needed to propagate ignorance and variability. Reliability Engineering and System Safety 54, 133-144.
- FIGGE, F., 2004. Bio-folio: applying portfolio theory to biodiversity. Biodiversity and Conservation 13, 827-849.
- FLEMING, C.M. und ALEXANDER, R.R., 2003. Single-species versus multiple-species models: the economic implications. Ecological Modelling 170, 203-211.
- FORRESTER, D.I., BAUHUS, J., KHANNA, P.K., 2004. Growth dynamics in a mixed-species plantation of Eucalyptus globulus and Acacia mearnsii. Forest Ecology and Management 193, 81-95.
- GARDINER, J.J., 1999. Environmental conditions and site aspects. In: Olsthoorn, A.F.M., Bartelink, H.H., Gardiner, J.J., Pretzsch, H., Hekhuis, H.J., Franc, A. (Hrsg.). Management of mixed-species forest: silviculture and economics. IBN Scientific Contributions 15. DLO Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen. S. 17-28.
- GERBER, H.U. und PAFUMI, G., 1998. Utility Functions: From Risk Theory to Finance. North American Actuarial Journal 2, 74-100.
- GLOY, B.A. und BAKER, T.G., 2001. A Comparison of Criteria for Evaluating Risk Management Strategies. Agricultural Finance Review 61, 37-56.
- GROSSE, H. und QUIROZ, I., 1998. Silvicultura de los bosques de segundo crecimiento de Roble, Raulí y Coigüe en la región centro-sur de Chile. In: Donoso, C. und Lara, A., (Hrsg.): Silvicultura de los bosques nativos de Chile. Editorial Universitaria, S. 95-128.
- GROSSE, H., MÜLLER-USING, B., MARTIN, M., VERGARA, G., 2008. Mezclas coetáneas de especies del género Nothofagus y Pino oregón. 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, S. 67-88.
- 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.
- HAHN, A., 2006. Mischbestandseffekte in semi-natürlichen Wiesenaufforstungen Mittelchiles. Deutscher Verband Forstlicher Versuchsanstalten, Sektion Waldbau (2006): Ökologie der Wald-Verjüngung. Beiträge zur Jahrestagung vom 18.-19. September in Tharandt. S. 56-63.
- HALPERN, B.S., REGAN, H.M., POSSINGHAM, H.P., MCCARTHY, M.A., 2006. Accounting for uncertainty in marine reserve design. Ecology Letters 9, 2-11.
- HARDAKER, J.B., RICHARDSON, J.W., LIEN, G., SCHUMANN, K.D., 2004. Stochastic efficiency analysis with risk aversion bounds: A simplified approach. Australian Journal of Agricultural and Resource Economics 48, 253-270.
- HEIERMANN, J. und SCHÜTZ, S., 2008. The effect of the tree species ratio of European beech (*Fagus sylvatica* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) on polyphagous and monophagous pest species – *Lymantria monacha* L. and *Calliteara pudibunda* L. (Lepidoptera: Lymantriidae) as an example. Forest Ecology and Management 255, 1161-1166.
- HEITZ, R. und REHFUSS, K.E., 1999. Reconversion of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands into mixed forests: effects on soil properties and nutrient fluxes. In: Olsthoorn, A.F.M., Bartelink, H.H., Gardiner, J.J., Pretzsch, H., Hekhuis, H.J., Franc, A. (Hrsg.). Management of mixed-

- species forest: silviculture and economics. IBN Scientific Contributions 15. DLO Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen. S. 46-57.
- HEKHUIS, H.J. und WIEMAN, E.A.P., 1999. Costs, revenues and function fulfillment of nature conservation and recreation values of mixed, uneven-aged forests in The Netherlands. In: Olsthoorn, A.F.M., Bartelink, H.H., Gardiner, J.J., Pretzsch, H., Hekhuis, H.J., Franc, A. (Hrsg.). Management of mixed-species forest: silviculture and economics. IBN Scientific Contributions 15. DLO Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen. S. 331-345.
- HILDEBRANDT, P. und KLEIN, D., 2005. Grundlagen eines Nutzungskonzeptes für einen Sekundärwald in Mittelchile. Diplomarbeit, Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement, Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung, Technische Universität München.
- HIRSHLEIFER, J. und RILEY, J.G., 2002. The analytics of uncertainty and information. Cambridge surveys of economic literature. Cambridge University Press.
- HÖLLERL, S., 2009. Auswirkungen von waldbaulichen Maßnahmen auf die Stabilität (Resistenz und Elastizität) von Fichtenreinbeständen in der Bergmischwaldstufe der Bayerischen Alpen. Dissertation, Lehrstuhl für Waldbau, Technische Universität München.
- HYYTÄINEN, K. und PENTTINEN, M., 2008. Applying portfolio optimisation to the harvesting decisions of non-industrial private forest owners. *Forest Policy and Economics* 10, 151-160.
- INFOR, 2008. El sector forestal chileno. The Chilean Forestry sector 2008. Instituto Forestal, Santiago, Chile.
- JACTEL, H., BROCKERHOFF, E., DUELLI, P., 2005. A test of the biodiversity-stability theory: meta-analysis of tree species diversity effects on insect pest infestations, and re-examination of responsible factors. In: Scherer-Lorenzen, M., Körner, Ch., Schulze, E.-D. (Hrsg.). *Forest diversity and function, temperate and boreal systems*. Springer, Berlin, Heidelberg, S. 235-262.
- KAHN, M., 1999. The effects of thinning regimes on assortment and financial yield in mixed stands. Olsthoorn, A.F.M., Bartelink, H.H., Gardiner, J.J., Pretzsch, H., Hekhuis, H.J., Franc, A. (Hrsg.). Management of mixed-species forest: silviculture and economics. IBN Scientific Contributions 15. DLO Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen. S. 306-318.
- KEENAN, R., LAMB, D., SEXTON, G., 1995. Experience with mixed species rainforest plantations in north Queensland. *Commonwealth Forestry Review* 74, 315-321.
- KENNEL, R., 1965. Untersuchungen über die Leistung von Fichte und Buche im Rein- und Mischbestand. *Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitung* 136, 149-161 und 173-189.
- KHANNA, P.K., 1997. Comparison of growth and nutrition of young monocultures and mixed stands of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. *Forest Ecology and Management* 94, 105-113.
- KIRCHLECHNER, P., 2007. Zum Einfluss von Nachbarschaftsbeziehungen auf ertragskundliche Kennwerte in *Nothofagus*- und *Pseudotsuga*-Aufforstungen im südlichen Chile. Diplomarbeit an der Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement der Technischen Universität München.
- KNOKE, T., 2002a. Value of Complete Information on Red Heartwood Formation in Beech (*Fagus sylvatica*). *Silva Fennica* 36, 841-851.
- KNOKE, T., 2003. Der Wald der Ludwig-Maximilians-Universität München. Forstwirtschaftsplan für die Jahre 2003-2022. Fachgebiet für Waldinventur und Forstbetriebsplanung, Technische Universität München, 2002.
- KNOKE, T., 2004. Die Begründung von Mischbeständen: Eine Möglichkeit zur Minderung von Risiko? Kongressbericht des Deutschen Forstvereins zur Tagung 2003 in Mainz, S. 344-355.
- KNOKE, T., 2007. Finanzielle Risiken von Rein- und Mischbeständen. *LWF Wissen* 58, 34-37.

- KNOKE, T., 2008. Mixed forests and finance – Methodological approaches. *Ecological Economics* 65, 590-601.
- KNOKE, T., 2009. Die ökonomische Zukunft der Fichte. *LWF Wissen* 63, 16-21.
- KNOKE, T. und WURM, J., 2006. Mixed forests and a flexible harvest strategy: A problem for conventional risk analysis? *European Journal of Forest Research* 125, 303-315.
- KNOKE, T. und HAHN, A., 2007. Baumartenvielfalt und Produktionsrisiken - Ein Forschungseinblick und -ausblick. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 158, 312-322.
- KNOKE, T. und SEIFERT, T., 2008. Integrating selected ecological effects of mixed European beech–Norway spruce stands in bioeconomic modelling. *Ecological Modelling* 210, 487-498.
- 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., 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.
- KÖLLING, C., KNOKE, T., SCHALL, P., AMMER, P., 2009a. Überlegungen zum Risiko des Fichtenanbaus in Deutschland vor dem Hintergrund des Klimawandels. *Forstarchiv* 80, 42-54.
- KÖLLING, C., BACHMANN, M., FALK, W., GRÜNERT, S., SCHALLER, R., TRETTER, S., WILHELM, G., 2009b. Klima-Risikoarten für heute und morgen. *Allg. Forst Z. Waldwirtsch. Umweltvorsorge* 15, 806-810.
- KÖLLNER, T. und SCHMITZ, O.J., 2006. Biodiversity, Ecosystem Function and Investment Risk. *BioScience* 56, 977-985.
- KÖNIG, A., 1995. Sturmgefährdung von Beständen im Altersklassenwald: Ein Erklärungs- und Prognosemodell. *Sauerländer's, Frankfurt a.M.*
- KRUSCHWITZ, L., 2005. *Investitionsrechnung*. 10. Auflage, R. Oldenbourg, München, Wien.
- KUMAR, B.M., KUMAR, S.S., FISHER, R.F., 1998. Intercropping teak with leucaena increases tree growth and modifies soil characteristics. *Agroforestry Systems* 42, 81-89.
- KUOSMANEN, T., 2001. Stochastic Dominance Efficiency Tests under Diversification, Helsinki School of Economics and Business Administration, Working Paper W-283.
- KUOSMANEN, T., 2004. Efficient Diversification According to Stochastic Dominance Criteria. *Management Science* 50, 1390-1406.
- LAAR, A., van und AKÇA, A., 1997. *Forest Mensuration*. Springer, Dordrecht.
- LANFRANCO, D. und DUNGEY, H.S., 2001. Insect damage in Eucalyptus: A review of plantations in Chile. *Austral Ecology* 26, 477-481.
- LARA, A., 1992. Case study Chile. In: Dudley, N. (Hrsg.), *Forests in Trouble: A Review of the Status of Temperate Forests Worldwide*. Gland, Switzerland, S. 121-132.
- LARA, A., 1998. El Catastro de Vegetación Nativa: la Fuerza de los Resultados. In: *Defensores del Bosque Chileno* (Hrsg.), *La tragedia del Bosque Chileno*. Ocho Libros Editores Ltda., Santiago de Chile, S. 118-119.
- LARA, A. und VELEN, T., 1993. Forest plantations in Chile: a successful model? In: Mather, A. (Hrsg.), *Afforestation. Policies, Planning and Progress*. Belhaven Press, London, S. 118-139.
- LOEWE, V. und GONZÁLEZ, M., 2006. Plantaciones Mixtas: Un modelo productivo con potencial para Chile. *INFOR-FIA*, 299 S.

- LOEWE, V., SIEBERT, H., QUIROZ, Y., ORTEGA, M., 2007. Rauli: mejor en plantaciones mixtas. Chile Forestal 329, 26-28.
- LOHMANDER, P., 1993. Economic two stage multi species management in a stochastic environment: The value of selective thinning options and stochastic growth parameters. Systems Analysis Modelling Simulation 11, 287-302.
- LU, H. und BUONGIORNO, J., 1993. Long- and short-term effects of alternative cutting regimes on economic returns and ecological diversity in mixed-species forests. Forest Ecology and Management 58, 173-192.
- LÜPKE VON, B., 2009. Überlegungen zu Baumartenwahl und Verjüngungsverfahren bei fortschreitender Klimaänderung in Deutschland. Forstarchiv 80, 67-75.
- MARKOWITZ, H., 1952. Portfolio Selection. The Journal of Finance 7, 77-91.
- MARTELL, D.L., GUNN, E.A., WEINTRAUB, A., 1998. Forest management challenges for operational researchers. European Journal of Operational Research 104, 1-17.
- MCCARTHY, M.A. und LINDENMAYER, D.B., 2007. Info-Gap Decision Theory for Assessing the Management of Catchments for Timber Production and Urban Water Supply. Environmental Management 39, 553-562.
- MCCULLOUGH, R.B., 1999. Four common myths about plantation forestry. New Forests 17, 111-118.
- MCDONALD-MADDEN, E., BAXTER, P., POSSINGHAM, H., 2008. Making robust decisions for conservation with restricted money and knowledge. Journal of Applied Ecology 45, 1630-1638.
- MENALLED, F.D., KELTY, M.J., EWEL, J.J., 1998. Canopy development in tropical tree plantations: a comparison of species mixtures and monocultures. Forest Ecology and Management 104, 249-263.
- MERY, G., 1996. Sustainable Management of Forest Plantations and Natural Forests in Chile. In: Palo, M. und Mery, G. (Hrsg.), Sustainable Forestry Challenges for Developing Countries. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands. S. 249-274.
- MERY, G. und KANNINEN, M., 1999. Sustainable management of forest plantations and carbon sequestration in Chile. In: Palo, M. (Hrsg.), Forest Transitions and Carbon Fluxes-Global Scenarios and Policies. UNU/WIDER, Helsinki, Finland, 1999. S. 74-100.
- MITSCHERLICH, G., 1952. Der Tannen-Fichten-(Buchen)-Plenterwald. Schriftenreihe der Badischen Forstlichen Versuchsanstalt Freiburg im Breisgau. Heft 8.
- MÜLLER-USING, B., 1973. Untersuchungen über die Verjüngung von *Nothofagus alpina* (POEPP. et ENDL.) OERST. und ihrer wichtigsten Begleitbaumarten in der chilenischen Anden- und Küstenkordillere; Inauguraldissertation der Forstwissenschaftlichen Fakultät, LMU München; 221 S.
- MÜLLER-USING, B., QUIROZ, I., BAHAMONDES, C., MARTIN, M., MUJICA, R., 2008. Sekundärwälder von *Nothofagus obliqua* und *N. alpina* in Chile zwischen 36° und 41° südlicher Breite. Forstarchiv 79, 66-76.
- MÜLLER-USING, B. und BAVA, J., 2010. Neue Gesetze zum Erhalt des Naturwaldes in Chile und Argentinien. Forstarchiv 81, 21-24.
- MUJICA, R., 1997. Análisis económico privado de una plantación de *Nothofagus alpina* (Poepp. Et Endl.), oerst, ubicada en la provincia de Valdivia. Diplomarbeit, Universidad Austral de Chile, Facultad de Ciencias Forestales, Valdivia.
- MUJICA, R., 2008. Opciones de Recuperación para Bosques degradados. 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, S. 4-23.

- MÖHRING, B., 2001. The German struggle between the "Bodenreinertragslehre" (land rent theory) and "Waldreinertragslehre" (theory of the highest revenue) belongs to the past - but what is left? *Forest Policy and Economics* 2, 195-201.
- MÖHRING, B., 2004. Betriebswirtschaftliche Analyse des Waldumbaus. *Forst Holz* 59, 523-530.
- MOILANEN, A., RUNGE, M., ELITH, J., TYRE, A., CARMEL, Y., FEGRAUS, E., WINTLE, B., BURGMAN, M., BEN-HAIM, Y., 2006. Planning for robust reserve networks using uncertainty analysis; *Ecological Modelling* 199, 115-124.
- MOILANEN, A. und WINTLE, B., 2006. Uncertainty analysis favours selection of spatially aggregated reserve networks. *Biological Conservation* 129, 427-434.
- MOSANDL, R. und KÜSSNER, R., 1999. Conversion of pure pine and spruce forests into mixed forests in eastern Germany: some aspects of silvicultural strategy. In: Olsthoorn, A.F.M., Bartelink, H.H., Gardiner, J.J., Pretzsch, H., Hekhuis, H.J., Franc, A. (Hrsg.). *Management of mixed-species forest: silviculture and economics*. IBN Scientific Contributions 15. DLO Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, S. 208-218.
- NEIPPERG, H., Graf von und HOHENLOHE-WALDENBURG, F. Fürst zu, 2001. 20 Jahre naturgemäßer Wirtschaftswald in Mittelchile; *Allg. Forst Z. Waldwirtsch. Umweltvorsorge* 21, 1139-1143.
- NEUMANN von, J. und MORGENSTERN, O., 1947. *Theory of Games and Economic Behavior*. Princeton, N.J.: Princeton University Press.
- NICHOLS, J.D., BRISTOW, M., VANCLAY, J.K., 2006. Mixed-species plantations: prospects and challenges. *Forest Ecology and Management* 233, 383-390.
- NIESE, J.N. und STRONG, T.F., 1992. Economic and tree diversity trade-offs in managed northern Hardwoods. *Canadian Journal of Forest Research* 22, 1807-1813.
- NIKLITSCHKE, M., 2007. Trade Liberalization and Land Use Changes: Explaining the Expansion of Afforested Land in Chile. *Forest Science* 53, 385-394.
- PALMA, C.D. und NELSON, J.D., 2009. A robust optimization approach protected harvest scheduling decisions against uncertainty. *Canadian Journal of Forest Research* 39, 342-355.
- PAUSCH, R., 2005. Ein System-Ansatz zur Darstellung des Zusammenhangs zwischen Waldstruktur, Arbeitsvolumen und Kosten in naturnahen Wäldern Bayerns. *Forstliche Forschungsberichte München* 199.
- POST, T., 2003. Empirical Tests for Stochastic Dominance Efficiency. *Journal of Finance* 58, 1905-1931.
- POST, T. und VAN VLIET, P., 2006. Downside risk and asset pricing. *Journal of Banking and Finance* 30, 823-849.
- PRESSLER, M.R., 1860. Zur Verständigung über den Reinertragswaldbau und dessen Betriebsideal. *Allgemeine Forst- und Jagd-Zeitung*. 1. Artikel S. 6-55 und 2. Artikel S. 173-191.
- PRETZSCH, H., 1999. Modelling growth in pure and mixed stands: a historical overview. In: Olsthoorn, A.F.M., Bartelink, H.H., Gardiner, J.J., Pretzsch, H., Hekhuis, H.J., Franc, A. (Hrsg.). *Management of mixed-species forest: silviculture and economics*. IBN Scientific Contributions 15. DLO Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, S. 102-107.
- PRETZSCH, H., 2003. Diversität und Produktivität von Wäldern. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 174, 88-98.
- PRETZSCH, H., 2005. Diversity and Productivity in Forests: Evidence from Long-Term Experimental Plots. In: Scherer-Lorenzen, M., Körner, Ch., Schulze, E.-D., (Hrsg.). *Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems*. *Ecological Studies* 176, Springer, Berlin, S. 41-64.

- PRETZSCH, H., 2010. Tree and stand growth of mature Norway spruce and European beech under long-term ozone fumigation. *Environmental Pollution* 158, 1061-1070.
- PRETZSCH, H. und SCHÜTZE, G., 2009. Transgressive overyielding in mixed compared with pure stands of Norway spruce and European beech in central Europe: evidence on stand level and explanation on individual tree level. *European Journal of Forest Research* 128, 183-204.
- PRETZSCH, H., BIBER, P., DURSKEY, J., 2002. The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management* 162, 3-21.
- PUKKALA, T., 1998. Multiple risks in multi-objective forest planning: integration and importance. *Forest Ecology and Management* 111, 265-284.
- QUIROZ, I. und ROJAS, Y., 2003. Pino ponderosa & Pino oregón – Coníferas para el sur de Chile; Instituto Forestal Sede Los Lagos; Valdivia, Chile.
- REDMOND, C.H. und CUBBAGE, F.W., 1988. Portfolio Risk and Returns from Timber Asset Investments. *Land Economics* 64, 325-337.
- REGAN, H.M., BEN-HAIM, Y., LANGFORD, B., WILSON, W.G., et al., 2005. Robust decision making under severe uncertainty for conservation management. *Ecological Applications* 15, 1471-1477.
- ROSS, S., 1976. The Arbitrage Theory of Capital Asset Pricing. *Journal of Economic Theory*, 341-360.
- SCHERER-LORENZEN, M., KÖRNER, CH., SCHULZE, E.-D., 2005. The Functional Significance of Forest Diversity: a Synthesis. In: Scherer-Lorenzen, M., Körner, Ch., Schulze, E.-D., (Hrsg.), *Forest Diversity and Function: Temperate and Boreal Systems*. *Ecological Studies* 176. Springer, Berlin, S. 377-389.
- SCHEUENSTUHL, G. und ZAGST, R., 2000. *Portfoliosteuerung bei beschränktem Verlustrisiko*. Handbuch Risiko Management, Uhlenbruch Verlag, Band 1, 941-972.
- SCHMID-HAAS, P. und BACHOFEN, H., 1991. Die Sturmgefährdung von Einzelbäumen und Beständen. *Schweizerische Zeitschrift für das Forstwesen* 142, 477-504.
- SCHÜTZ J-P., GÖTZ M., SCHMID W., MANDALLAZ D., 2006. Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands and consequences for silviculture. *European Journal of Forest Research* 125, 291-302.
- SEIFERT, T., 2003. *Integration von Holzqualität und Holzsortierung in behandlungssensitive Waldwachstumsmodelle*. Dissertation Technische Universität München, Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt. 320 S.
- SHARPE, W.F., 1966. Mutual fund performance. *The Journal of Business* 39, 119-138.
- SOYSTER, A.L., 1973. Convex programming with set-inclusive constraints and applications to inexact linear programming. *Operations Research* 21, 1154-1157.
- SPELLMANN, H., 2005. Produziert der Waldbau am Markt vorbei? *Allg. Forstzeitschrift/Der Wald* 60, 454-459.
- SPREMANN, K., 2010. *Wirtschaft, Investition und Finanzierung*. 6., vollständig überarbeitete, ergänzte und aktualisierte Auflage. Oldenburg, München und Wien.
- THOMSON, T.A., 1991. Efficient Combinations of Timber and Financial Market Investments in Single-Period and Multiperiod Portfolios. *Forest Science* 37, 461-480.
- THOMSON, T.A., 1997. Long-Term Portfolio Returns from Timber and Financial Assets. *Journal of Real Estate Portfolio Management* 3, 57-73.
- TORO, J. und GESSEL, S.P., 1999. Radiata pine plantations in Chile. *New Forests* 18, 33-44.
- TROßMANN, E., 1998. *Investition*. Lucius und Lucius, Stuttgart.

- UTSCHIG, H., 1997. Umwandlung von Fichtenreinbeständen in Mischbestände – Eine ökologische und ökonomische Bewertung. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 168, 124-127.
- VALKONEN, S. und VALSTA, L., 2001. Productivity and economics of mixed two-storied spruce and birch stands in Southern Finland simulated with empirical models. *Forest Ecology and Management* 140, 133-149.
- VEBLEN, T.T., SCHLEGEL, F.M. und ESCOBAR, B., 1980. Structure and dynamics of old-growth Nothofagus forests in the Valdivian Andes, Chile. *Journal of Ecology* 68, 1-31.
- VEBLEN, T.T., DONOSO, C., SCHLEGEL, F.M. und ESCOBAR, B., 1981. Forest dynamics in south-central Chile. *Journal of Biogeography* 8, 211-247.
- VEBLEN, T.T., DONOSO, C., KITZBERGER, T. und REBERTUS, A.J., 1996. Ecology of southern Chilean and Argentinean Nothofagus forests. In: T.T. Veblen, R.S. Hill und J. Read (Hrsg.). *The ecology and biogeography of Nothofagus forests*. Yale, New Haven, S. 293-353.
- VEBLEN, T.T., KITZBERGER, T., VILLALBA, R. & DONNEGAN, J., 1999. Fire history in northern Patagonia: the roles of humans and climatic variation. *Ecological Monographs* 69, 47-67.
- WEBER, M.-W., 2002. *Portefeuille- und Real-Optionspreis-Theorie und forstliche Entscheidungen*. Schriften zur Forstökonomie Band 23. Frankfurt am Main.
- WEINTRAUB, A. und BARE, B., 1996. New Issues in Forest Land Management from an Operations Research Perspective. *Interfaces* 26, 9-25.
- WEINTRAUB, A. und ROMERO, C., 2006. Operations Research Models and the Management of Agricultural and Forestry Resources. *Interfaces* 36, 446-457.
- WEST, P.W., 2006. *Growing Plantation Forests*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- WODA, C., 2003. Standortsfaktoren und Struktur eines temperierten Regenwaldes der chilenischen Küstenkordillere. *Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt*; Band 137; 204 S.
- ZIMMERMANN, H.-J., 2000. An application-oriented view of modeling uncertainty. *European Journal of Operational Research* 122, 190-198.

Teil B: Liste der Publikationen

Publikation 1

Hildebrandt, P. and Knoke, T., 2011. Investment decisions under uncertainty - A methodological review on forest science studies.

Forest Policy and Economics 13, 1-15.

© 2010 Published by Elsevier B.V. Reproduced with permission.

INVESTMENT DECISIONS UNDER UNCERTAINTY - A METHODOLOGICAL REVIEW ON FOREST SCIENCE STUDIES

Patrick Hildebrandt and Thomas Knoke

Institute of Forest Management

Department of Ecology and Ecosystem Management

Center of Life and Food Sciences Weihenstephan

Technische Universität München

Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, D-85354 Freising, Germany

Correspondence address:

Patrick Hildebrandt, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising, Germany

Tel.: + 49-8161-71-4685; fax: + 49-8161-71-4616

E-mail: hildebra@forst.wzw.tum.de

Abstract: Several parametric and non-parametric approaches have been developed to value financial assets. Yet, financial valuation techniques have only slowly percolated into disciplines concerned with the management of ecosystems. Particularly in forest management, decision-makers often find themselves confronted with extremely long time horizons and severely uncertain information. This requires careful valuation approaches, which are often underrepresented or even completely lacking in forest management. This paper gives a comprehensive overview on techniques for financial decision-making under uncertainty and develops future research needs.

First, we analyse different approaches from the expected utility framework as well as option pricing models and robust optimisation techniques as possible approaches to make decisions on forest investments and giving a short review regarding forestry-related applications. Afterwards we discuss the suitability of the presented approaches to support decisions in forestry and conclude that robust optimisation techniques should be developed further, especially since erroneous financial data is likely to occur, as well as deviations from the assumption of normality. Currently, the maximization of financial robustness is probably the most adequate approach for many long-term decisions in forestry, such as selecting the optimum tree species composition. Further development of this approach appears possible and necessary.

Finally, we come to the conclusion that even though it is intuitively clear that many long-term decisions should consider uncertainty, adequate financial valuation is not sufficiently developed within forest science. In the case of Central Europe, this may be an effect of ecological research dominating in forest science. Consequently, an intensification of the analysis of uncertainty in forest decision-making is necessary.

Keywords: uncertainty, diversification, expected utility, mean-variance, option pricing, stochastic dominance, downside risk, lower partial moment, information-gap decision theory, robust optimisation

1. Introduction

Financial analysis of investments is especially difficult in forestry because of the long-term character of many decisions (e.g. tree species selection for plantations, silvicultural treatments, etc.). Positive net revenues often lie far in the future and are therefore severely uncertain, yet forest managers must decide today where to invest money. Due to the fact that the financial return and other beneficial effects of today's investments will often be received by coming generations, the sustainability paradigm plays an important role in forest management. It is clear that forest managers have to integrate uncertainty into their decision-making processes if their aim is to provide robust net revenues for both current and future generations. In order to achieve this aim of robust net revenues, diversification is generally a well-accepted strategy in financial management. However, approaches for the integration of uncertainty in financial decision-making have only slowly percolated into the discipline of forest management and other disciplines concerned with the management of ecosystems.

Investment literature differentiates between investment projects and investment programmes under uncertainty (e.g. Götze et al. 2008). To cover a broader range of studies considering investment uncertainties, we focused on both kinds of decisions, as the presented approaches for investment projects can be and have been used for investment program decisions (e.g. tree species selection).

Our paper especially addresses the forest scientist and gives a broad introduction into the background of the probabilistic valuation techniques. Finally, we identify the need for further development of robust optimisation techniques to enhance the reliability of results, especially under the assumption of erroneous financial data and for the aspect of separation between uncertainty and ignorance.

1.1. Decision making under uncertainty

Consideration of uncertainty for decision-making has been investigated in detail for many fields of decision analysis. Hence, a multitude of models have been developed in order to take uncertainty into account. An overview of different models is given by e.g. Götze et al.

(2008). At first, a differentiation between different types of uncertainties is useful: According to the established literature (Knight 1921) we distinguish if the probabilities for the various outcomes of a decision alternative are known or not⁶. The latter case is often described as a situation of ignorance.

On the one hand, the models which assume ignorance of the relevant probabilities still assume that the decision maker knows the possible outcomes (or possible future states) – which is still information that might be hard to get in practice. Quite well known decision models for this situation are for example the *Maximin-*, *Maximax-*, *Hurwicz-*, *Laplace-*, *Savage-Niehans-* and *Krelle-rule* (Götze et al. 2008, pp. 263-265; Bamberg & Coenenberg 2006, pp. 127-140), which differ with respect to the assumptions on the assumed preferences of the decision maker. On the other hand, a multitude of models has been developed, which assume, that besides the possible future states also the state probabilities are known or can be derived from available data. Well known decision rules for this case of risk are the *Bayes rule*, the *μ - σ criterion* or the *Bernoulli criterion* (Götze et al. 2008, pp. 265-268).

Depending on the definitions and classifications of uncertainty, the available information and the investigated decision task, different decision support applications have been developed. Zimmermann (2000) stated that modelling of uncertainty should always be done within the context of quality and quantity of available information and therefore there is no single uncertainty theory that could claim to be the solution for every kind of uncertain phenomena.

Kangas & Kangas (2004) provided a broad overview of different uncertainty theories (*Frequentist-* and *Bayesian probability theory*, *Evidence-*, *Fuzzy set-* and *Possibility theory*) and their applications related to the field of decision making in forestry and natural resource management. They pointed out that probability theory and Fuzzy set theory⁷ are the most common approaches in decision support tools and that classical probability theory could prove to be adequate for almost every situation within timber production decision-making.

As our focus in this paper is on investment decisions in forestry or ecosystem management with conscious consideration of financial risk as a result of uncertainty, we selected from the

⁶ Other Authors (e.g. Hirshleifer & Riley 2002) do not differentiate uncertainty according to Knight (1921) but will also differentiate between “hard” and “soft” probabilities according to the probability concept developed by Savage (1954).

⁷ Fuzzy set theory was developed by Zadeh (1965) and is used for decision making dealing with inexplicit definitions. The approach and applications in forestry decision making have been described by Kangas & Kangas (2004) and therefore they are not included in this study.

probabilistic framework the expected utility approach as a starting point and three closely related approaches (stochastic dominance, downside risk measures and mean-variance analysis) for long term financial decisions. Furthermore, we considered option pricing models and robust optimisation models as two extending approaches. The estimation of probability distributions is an important step in risk analysis performed within the presented approaches and therefore we first want to introduce concisely the most common technique. After a short theoretical description of the considered approaches, we give an overview of existing forest science studies that apply the previously introduced approaches. As a matter of course, there are even more approaches from the probabilistic framework such as sensitivity analysis or the decision-tree method (Götze et al. 2008), which are not considered in this study for various reasons⁸.

1.2. Generation of Probability Distributions

Most of the presented approaches are based on comparisons of the estimated probability distributions of possible investment outcomes (financial return, net present value). A routinely used method to derive these probability distributions for decision making under uncertainty is the Monte Carlo Simulation technique (MCS), where repeated random samples are considered for distributions of possible results. Inputs must be defined (e.g. timber prices and their volatility) and combined in a way that allows for any interdependencies (e.g. possible correlations between timber prices of different species). Random fluctuations of uncertain input parameters are simulated and the results (e.g. financial outcomes) of a large number of repeated simulations can be used to derive the relevant probability distribution functions. Finally, output parameters like means and variances can be determined for evaluations with parametric approaches or non-parametric approaches, based on the whole distribution functions or parts of them, can be carried out.

⁸ *Sensitivity analysis* is a common way to consider uncertainty (by changing input variables and evaluating the effects on target variables) in scientific studies, as well in forestry financial evaluation (e.g. Klemperer 1996, p. 320; Cabbage et al. 2007). For reasons of straightforwardness we did not address *sensitivity analysis* specifically as an approach to consider uncertainty but the technique is also related to other approaches (*Stochastic dominance, Information gap decision theory*). The *Decision tree method* (e.g. Klemperer 1996, pp. 326) is not very common in forestry investment analysis, except the use in connection with other approaches like *options pricing models* (e.g. Yoshimoto & Shoji 1998, Yoshimoto 2002).

MCS is broadly used for risk assessment in financial evaluations due to its ability to incorporate different uncertain inputs, but is also common in applications for risk assessment in other domains. Some critical points in the use of MCS have been stated by Ferson (1995) and Ferson & Ginzburg (1996): Input distributions for example, are usually unknown and therefore uniform distributions of variables are supposed in many cases. This can have considerable effects on the tails of the simulated probability distribution functions (Bukowski et al. 1995). Furthermore, the correlations between different input factors are often unknown, assumed to be static or simply ignored.

2. Selected approaches to consider financial uncertainty

The analysis of decisions under uncertainty has a long tradition. In the eighteenth century it was Daniel Bernoulli and Gabriel Cramer (Bernoulli 1738) who observed that the expected value of a game was not sufficient to explain the behaviour of the gamblers. They founded the theory of maximization of expected utility, which is today well known as the ‘Bernoulli-principle’. We start our methodological review with the expected utility approach as the broadest concept and continue with closely related concepts.

2.1. The Expected Utility framework

The Bernoulli-principle proposes to consider the expected utility (EU) for decision making under uncertainty instead of the expected outcome. Therefore, every possible outcome $x_{d,s}$ (dependent on the decision $d \in D$ and the state of nature $s \in S$) has to be evaluated with its utility $U(x_{d,s})$ which is defined on the utility function $U(x)$. Decision makers’ preferences have an expected utility representation if the following conditions hold:

$$x_1 \succcurlyeq x_2 \Leftrightarrow E[U(x_1)] \geq E[U(x_2)] \quad (1)$$

where $U(x)$ is the utility function of random outcomes x and $E[U(x)]$ is the expected value of utility function $U(x)$. The expected utility of decision d is the sum of the utilities weighted with the probability p_s

$$E[U(x_d)] = \sum_{s=1}^S U(x_{ds})p_s \quad (2)$$

if the random variable x is discrete; for continuous random variables the sum has to be replaced by the respective integral.

Von Neumann and Morgenstern (1944) showed that a unique cardinal utility function (up to a positive affine transformation) can be derived on the condition that the following set of axioms for a preference relation on a set of probability distributions is satisfied: completeness, transitivity, independence and continuity (Dubra et al. 2004). Nevertheless, it has been shown by several authors (e.g. Allais 1953; Ellsberg 1961; Aumann 1962; Kahneman & Tversky 1979; Machina 1982; Starmer 2000) since the 1950s that actual decisions are not always consistent with all these axioms and individuals tend to violate the underlying assumptions systematically (Bell & Farquhar 1986). For this reason some generalized or extended expected utility approaches have been developed (non-expected utility approaches, e.g. prospect theory, dual expected utility; see Starmer 2000 for more detailed information), but the von-Neumann-Morgenstern expected utility theorem is still considered one of the most fundamental results of the theory of individual decision making (Dubra et al. 2004). However, there are two main difficulties in practice, the knowledge about or the generation of probabilities of possible outcomes and the accurate consideration of the decision maker's preferences.

Savage (1954) - based on Ramsey (1931) and de Finetti (1937) - integrated the notion of subjective probability into the expected utility theory as a quantitative measure of the decision-maker's degree of belief that a specific event will occur (Fishburn 1982). Therefore he increased the number of axioms, which include an ordering- and several independence-conditions, a continuity-axiom and a dominance-postulate. A more recent trend to face the problem is the development of robust optimisation techniques for expected utility under ambiguous distributions (e.g. Natarajan et al. 2008). In the framework of dual expected utility theory (Yaari 1987) distortions on the probability distributions are used to characterize the decision maker's attitudes towards risk (Wang & Young 1998). On the other hand, the common attitudes towards risk, definitions of appropriate utility functions, the necessary assumptions and their consequences have been studied and discussed quite intensely (e.g. Pratt 1964; Arrow 1971; Pratt & Zeckhauser 1987; Gerber & Pfaffmi 1998). In general, different types of utility functions are used to describe the attitude of the decision maker towards

risk: linear increasing utility functions for risk neutral decision makers ($U(x)' > 0; U(x)'' = 0$), convex increasing functions for risk seeking ($U(x)' > 0; U(x)'' > 0$), concave increasing functions for risk avoiding decision makers ($U(x)' > 0; U(x)'' < 0$) and combinations of them (e.g. third-order polynomial to account for positive skewness; e.g. Kraus & Litzenberger 1976). As risk aversion is assumed to be a common behaviour, most studies use concave utility functions that can be expressed by e.g. negative exponential utility. The slope of the utility function characterizes the intensity of risk aversion or affection for risk, which can be determined by the Arrow-Pratt measure (Arrow 1971; Pratt 1964). Nevertheless, the necessary assumptions regarding risk preferences must be done carefully and should consider that preferences are not always constant over the entire planning horizon, but rather depending on temporal circumstances (e.g. Post & van Vliet 2006). Furthermore, the real behaviour of investors is not always rational and full information regarding preferences is not always available. Empirical studies to determine utility functions of relevant decision makers in natural resource industries for subjective expected utility analysis (Savage 1954) have given rather unconvincing results (Anderson & Hardaker 2003).

In the following paragraphs we will explain the approaches considered in this review and their relationship to the expected utility framework.

2.1.1. Stochastic Dominance

Stochastic dominance (SD) is an approach that considers the entire probability distribution of outcomes (Hadar & Russell 1969). Hence, it is not dependent on normally distributed outcomes and assumptions relating to utility functions are only weak. As a consequence of the less restrictive assumptions or partial information, the results of the approach are less determinable and often only a partial ranking of advantageous alternatives is possible (e.g. Knoke 2008). However, at least they result a differentiation of efficient and inefficient sets of investments; if there are two or more efficient alternatives, the investor has to decide subjectively which choice to take.

Levy (1998) explained different methods of SD. First degree stochastic dominance (FSD) is an investment decision rule corresponding to partial information; it only supposes that the in-

vestor prefers more money rather than less money, that is, the first derivative of the Utility function U is

$$U' > 0 \quad (3)$$

Subsequently, we assume that the random variable x is continuous with probability density $f(x)$ and cumulative probability function $F(x)$:

$$F(x_i) = \int_{-\infty}^{x_i} f(x) dx \quad (4)$$

If we have the cumulative distributions of two different investment alternatives, represented by their cumulative distributions F and G , respectively, alternative F dominates alternative G by FSD iff:

$$G(x) - F(x) \geq 0 \quad \forall x \quad (5)$$

$$G(x) - F(x) > 0 \quad \text{for at least one } x$$

It is thus possible to compare two investment alternatives by their cumulative distributions of outcomes (e.g. financial return). If we have the cumulative distributions of two different investment alternatives F and G , alternative F dominates alternative G by FSD if the cumulative distribution of outcomes of alternative F is equal to or less than that of alternative G for every possible outcome and if at least one single outcome exists, where the cumulative probability is smaller for alternative F . A differentiation of efficient (undominated) and inefficient (dominated) investments is possible and every decision maker with preference for higher returns ($U' > 0$) would agree to this partial ordering. Inefficient alternatives need not be dominated by all efficient alternatives; one single dominating alternative is sufficient to classify the dominated alternative as inefficient.

SD decision rules are commonly used for the initial screening of alternatives and for a partial ordering based on partial information about the decision maker's preferences. Only in exceptional cases remains just one efficient investment as a result. If different efficient alternatives exist, their cumulative distributions of expected financial returns have to intersect; otherwise one of them would dominate. Yet, those alternatives with intercepting distribu-

tions cannot be ranked by FSD. Hence an application of FSD is of limited use in many cases. Thus, it is desirable to seek for further criteria.

Second degree stochastic dominance (SSD) does not only assume that the investor prefers more over less. SSD additionally assumes that he/she is a risk averter. Hence, not only the first derivative of his/her utility function has to be positive ($U' > 0$), but also the second derivative has to be negative for every possible outcome ($U'' < 0$). Furthermore, there must be at least one point where the first derivative is positive and one point where the second derivative is negative.

$$U' > 0 \text{ and } U'' < 0 \quad (6)$$

It can be proved that an investment F dominates another investment G by SSD iff:

$$\int_{-\infty}^x [G(x) - F(x)] dx \geq 0 \quad \forall x \quad (7)$$

$$\int_{-\infty}^x [G(x) - F(x)] dx > 0 \quad \text{for at least one } x$$

SSD requires that the integral of the cumulative distribution function of investment F is equal to or lower for at least one possible outcome x than the corresponding integral of alternative G.

Criteria have also been developed for a third degree stochastic dominance (TSD; Whitmore 1970) or even higher orders; TSD assumes in addition to the assumptions of SSD that the third derivative of the utility function is positive, so we have $U' > 0$, $U'' < 0$, $U''' > 0$. It can be shown that these assumptions capture also a preference for positive skewness of probability distributions (a distribution with rare but high outcomes). In this case, the decision maker becomes decreasingly averse to risk as wealth increases (and vice versa) and empirical evidence suggests this attitude for many investors (Post & van Vliet 2006). However, as previously mentioned, applications of SD can offer only a differentiation of efficient and inefficient sets of investment, but there may only be few inefficient investments. To increase the distinctive power, even higher degrees of SD have been proposed. Unfortunately, the increasingly more restrictive assumptions with respect to the utility function are increasingly hard to justify on economic reasons and the incremental gains are often low. Therefore, sci-

entific studies in decision analysis mostly use SSD (e.g. Kuosmanen 2004) and applications of TSD in forest science studies are rare. Caulfield (1988) used FSD, SSD and TSD analysis in order to determine the economic rotation of a forest stand, but TSD analysis did not succeed to remove any distribution from the SSD-efficient set. Hence, we do not provide a more detailed explanation of TSD.

Nevertheless, as shown by Post & van Vliet (2006), TSD utility functions also exhibit a strong aversion against downside risk. The following approach considers explicitly the left tails of the distribution functions in order to minimize the risk of falling below a critical outcome.

2.1.2. Downside Risk

Most econometric models usually quantify risk as the standard deviation or variance of outcomes. Hence, risk increases if single outcomes differ from the expected outcome, this without considering that positive deviations usually are not recognized as a disadvantage, rather, as an opportunity. In the case of forestry, some studies have already investigated the opportunities of these positive deviations to increase the financial return in connection with flexible timber harvest strategies (e.g. Brazee & Mendelsohn 1988; Knoke & Peter 2002). In contrast to the conventional risk measure, downside risk models define risk as expected outcomes below a certain minimum. Hence, these non-symmetric risk measures are based on negative deviations.

So called *lower partial moments* (LPM), which were among other authors investigated by Bawa (1975), Fishburn (1977) and Harlow (1991), is an approach to investigate the risk of falling below a selected critical outcome x^* . It might be called an application of the Safety-First rule for investment decision making. For calculation of LPM, Lee & Rao (1988) used the following equation:

$$LPM_n(x^*; f) = \int_{-\infty}^{x^*} (x^* - x)^n f(x) dx \quad (8)$$

where:

x^* critical reward

n order of LPM

LPM is calculated as the integral of the weighted return distribution for all financial returns below a critical reward x^* ; the order n defines the weight or whether and how strong negative deviations from the critical reward are to be assessed: If the order n of LPM is set to 0, LPM_0 gives the probability of obtaining an outcome less or equal to x^* (shortfall probability) without considering the amount of shortfall. LPM_1 gives the mean of the shortfalls below the critical reward (shortfall expected value), with equally weighted negative deviations. LPM_2 gives the mean squared deviation from x^* (shortfall variance), with more emphasis on lower values.

LPM can also be used as a risk measure in a Mean-LPM framework (Bawa & Lindenberg 1977; Fishburn 1977), where the mean of outcomes is used as a return measure. As shown by Bawa (1975; 1978), portfolio optimisation based on the Mean-LPM model produces (for a generalised location and scale family of distributions) solutions that dominate all other portfolios according to the concept of SD (Grootveld & Hallerbach 1999). For $n = 0$, Mean- LPM_0 optimisation produces first order stochastically dominant results; Mean- LPM_1 optimisation yields second order stochastically dominant portfolios and Mean- LPM_2 optimisation results in third order stochastically dominant portfolios. Hence, the order n affects the utility function consistent with the applied risk measure. LPM_1 is consistent with risk averse utility functions ($U' > 0$; $U'' < 0$) and LPM_2 is valid for risk averse utility functions displaying skewness preferences ($U' > 0$; $U'' < 0$; $U''' > 0$).

Another well known downside risk measure is the Value at Risk (VaR), a quantile-based risk measure that gives the worst portfolio loss that will be exceeded only with some given small probability (typically 1% or 5%). Obviously, both downside risk measures are directly related via the cumulative distribution function of outcomes. For a defined LPM_0 , the corresponding VaR can be calculated and vice versa.

As already mentioned, other econometric approaches do not consider risk as the outcomes below a minimum financial return. The most common approaches for financial analysis as well as in forest economics have a symmetric point of view in risk. That is, uncertainty is considered as risk by using the variance of outcomes as a risk measure.

2.1.3. Mean-Variance analysis

The scientific work of Harry Markowitz (1952) is a prominent example for an application of the MV rule⁹ to show financial effects of diversification. Following the mathematical conversion of the proverb “*Don’t put all your eggs in one basket*”, Markowitz used statistical rules to compute the dispersion of financial returns of mixed investments. Later, his theory was developed by Sharpe (1964) into Capital Asset Pricing Model (CAPM), which is also based on MV optimisation. Although Markowitz’ model was criticized several times due to its restrictive assumptions, it still plays an important role as a theory of economic valuation, and indeed, other modern models are based on this approach.

The basic idea is to compare possible investment mixtures or portfolios by their expected financial returns¹⁰ and their standard deviations. Summing the proportional expected single returns r_i results in the expected financial return R_p of a portfolio with two or more alternative investments (linear relationship).

$$R_p = \sum_{i=1}^n f_i r_i \quad (9)$$

where:

R_p	expected financial return of portfolio
f_i	portfolio weight of a single asset, that is, the proportion of value allocated to asset i divided by the total value of the portfolio
r_i	expected financial return (outcome) of a single asset i
n	number of assets

Note that complications may arise if possible interactions between mixed assets have to be considered, which may occur, for example, in biological systems. These interactions can have impacts on both, the mean as well as the variance and therefore they can only partially be

⁹ Mean-Variance rule: If the expected return on two assets is the same but the second has a higher variance (or standard deviation), then the first will be preferred. Also, if the variance on the two assets is the same but the second has a higher expected return, the second will be preferred.

¹⁰ Studies in forest economics usually focus on simple returns (instead of log-returns) as they do not investigate time series of financial returns. Therefore we consider simple returns when discussing the distributional properties.

considered by correlations. However, these effects are a topic for bioeconomic modelling (see Knoke & Seifert 2008) rather than for the valuation of financial effects.

The standard deviation of financial returns can then be used to quantify the risk of a mixed investment:

$$\sigma_P = \sqrt{\sum_{i \in N} f_i^2 \sigma_i^2 + \sum_{i \in N} \sum_{j \in N} f_i f_j \text{cov}_{i,j}} \quad (10)$$

$$\sum_{i \in N} f_i = 1; \text{cov}_{i,j} = k_{i,j} \sigma_i \sigma_j;$$

where:

σ_p	standard deviation of portfolio returns (set of risky assets)
i, j	indices for specific assets
N	number of available assets
f_i	portfolio weight of a specific asset
σ_i	standard deviation of returns for asset i
$k_{i,j}$	coefficient of correlation between the returns asset i and asset j
$\text{cov}_{i,j}$	covariance between the returns asset i and asset j

Effects of diversification (depreciation of risk for a given expected return or increase of return for a given risk) can be identified for different combinations of investments, provided that the variability of their financial return is not perfectly positive correlated ($k \neq 1$).

The decision regarding the optimum fraction of the different investments finally depends on the risk tolerance of the investor, expressed by his individual utility function. Note that there might be different understandings of the term „risk aversion“ in the context of SD as compared to MV. In the context of SD, risk aversion is interpreted in the classic sense of von Neumann-Morgenstern expected utility and results from a negative second derivative of this

utility function. In general, MV is not compatible with expected utility. This is only the case if certain restrictions on the utility function (see e.g. Levy & Markowitz 1979; Bell 1995) or on the underlying probability distributions hold (see e.g. Chamberlain 1983). Most notably, MV is compatible with expected utility if the underlying probability distribution is the normal distribution. In this particular case, the SSD criterion is equivalent to the MV criterion: an investment is preferred if it has a higher expected return and a return variance not higher than an alternative investment or a lower return variance and an expected return not less than an alternative. In those cases where MV is not compatible with expected utility, which includes most cases in practice, risk aversion is interpreted loosely as variance aversion. Nevertheless, even in those cases where MV is not strictly compatible with expected utility, it might allow for fairly decent approximations, which may justify its widespread use in practical applications.

The only form of risk tolerance where diversification effects have importance for the investor is risk aversion. Investors with risk neutral behaviour, for example, will choose the asset with the highest expected financial return without regarding the risk (Spremann & Kotz 1981). The higher the risk aversion, the greater the utility gain implied by diversification (Wenner 2002). Hanoch & Levy (1969) state that a portfolio can only be efficient if, and only if an increasing and concave quadratic utility function exists, that rationalizes the selection of the portfolio. A common approximation used to maximize the utility of a risk averting person is to calculate the estimated certainty equivalent (*CE*), which is based on a negative exponential utility function (e.g. Gerber & Pafumi 1998).

$$CE = E(NPV) - \frac{\alpha}{2} * \sigma_{NPV}^2 \quad (11)$$

where:

CE Certainty equivalent

E(NPV) expected NPV

α Constant quantifying the absolute degree of risk-aversion.

σ_{NPV}^2 variance of NPVs as a measure for uncertainty

The CE represents the value that makes the risk-averse decision maker indifferent between receiving the CE or the corresponding risky prospect. Therefore, the expected financial return (in terms of NPV) is reduced by the risk premium, which is the proportionally weighted variance of NPVs. The weight depends on the absolute degree of risk aversion α which can be estimated by $= \frac{\gamma}{I}$, with γ representing the relative risk aversion (e.g. $\gamma=1$ for moderate risk aversion) and I as the initial investment amount (Spremann 2010). Moreover there are many further ways to calculate the CE for different classes of utility functions (e.g. Gerber & Pafumi 1998) and to determine the absolute degree of risk aversion (e.g. using the Arrow-Pratt index of absolute risk aversion; e.g. Featherstone & Moss 1990, Holt & Laury 2002).

This portfolio selection approach still has importance for financial valuation; however, there has been some fundamental critique on this classical concept and its restrictive and sometimes unrealistic assumptions. Perhaps the most difficult and important assumption is the investor's utility function (see also 2.1.).

Another problem is the assumption of normally distributed financial returns (e.g. Gotoh & Konno 2000, Mandelbrot & Hudson 2005), which, especially in case of forestry, is often unrealistic. Knoke & Wurm (2006) for example demonstrated that for central European stands, there is a considerable deviation from normally distributed simple returns when considering the effects of natural hazards with Monte-Carlo simulations. Bawa (1975) developed mean-LPM portfolio selection rules, which allow for arbitrary probability distributions and use the LPM as a risk measure. As a special case, they also contain the MV rule.

The distribution function of outcomes is also important for the next models. In contrast to the above mentioned approaches these models in general are not related to the expected utility concept but rest on arbitrage arguments.

2.2. Option pricing models

Classic investment analysis has been criticized for not taking into account the activities of decision makers after the investment is put into practice (Kruschwitz 2009). In fact, there is of course usually the possibility to change at least some details, if and when things go wrong. The amount of flexibility also depends on the initial decision, which can cause different fu-

ture action alternatives. Therefore, it can be useful to identify potential sources of flexibility within a project. The real options approach is a common way to quantify the economic value of real investment flexibility. As it is based on the theory of financial options, we first want to introduce briefly the notion of the financial options approach:

Financial options are contracts, which include the right to sell (put options) or buy (call options) an underlying asset at a certain price and in a certain period (American options) or at a fixed date (European options). In order to determine the value of an option it is necessary to estimate the possible future development of the underlying asset. The most common models use different random processes for this purpose: the time-discrete *binominal model* (Cox et al. 1979) is based on a binomial process, whereas the time-continuous *Black-Scholes-model* (Black & Scholes 1973) is based on a Geometric Brownian motion (GBM)¹¹ process. The *binominal model* value converges to the corresponding *Black-Scholes-model* value for an increasing number of time steps (Cox et al. 1979).

The calculation of the value of a financial option in both models is based on the assumption of the possibility to create a hedged position of the underlying asset and options, which is riskless (replicating-portfolio assumption). Usual model assumptions are that it is possible to borrow or lend money at a constant riskless interest rate, that there are no transaction costs to be considered, that the shares are divisible and that arbitrage opportunities do not exist (assumption of a perfect market in capital). Arbitrage is the possibility of a risk-free profit without costs, in particular, to play on a price difference between two markets by simultaneous transactions. The no-arbitrage assumption has some simple but strong implications for the option value, e.g. that neither the drift parameter of the price processes of the aforementioned models nor the investor preferences enter the pricing equation for the option.

On these conditions, it is possible to calculate the European call option value C in the framework of the *binominal model* in terms of the current stock price S , the exercise price K , the up and down factors u and d for price movements per period ($u \geq 1$; $0 < d \leq 1$) and r as one plus the riskless interest rate over one period of the binomial tree. To avoid arbitrage, ($u > r$

¹¹ GBM is used to describe the random walk of variables with constant drift and volatility. Alternatively, mean-reverting processes (also known as Ornstein-Uhlenbeck processes) with prices fluctuating stochastically around a long-run mean have been used (Amram & Kulatilaka 2003, p. 93; Hull 2009, p.482).

> d) must hold. To simplify matters, the basic model ignores possible cash dividends, transaction costs, margin requirements and taxes (Cox et al. 1979).

$$C = S\Phi[a; n; p'] - Kr^{-n}\Phi[a; n; p] \quad (12)$$

where:

$$p \equiv \frac{(r - d)}{(u - d)} \quad \text{and} \quad p' \equiv u * p/r$$

$$a \equiv \text{the smallest non - negative integer greater than } \log\left(\frac{K}{Sd^n}\right) / \log\left(\frac{u}{d}\right)$$

$\Phi[\cdot]$ complementary binominal distribution function

The up and down factors u and d can be used to derive transformed, so called risk-neutral or pseudo-probabilities p (p'). With respect to these pseudo-probabilities, the valuation equation is equivalent to the present value of the expected future cash flow of the option. Both factors are usually estimated in terms of the underlying volatility σ and the time T to expiration of the option (Cox et al. 1979):

$$u = e^{\sigma\sqrt{T}} \quad \text{and} \quad d = e^{-\sigma\sqrt{T}} \quad (13)$$

The *Black-Scholes-model* assumes a lognormal distribution of future payoffs and uses a partial differential equation (PDE) to determine the option value. The PDE can be solved to the continuous-time Black-Scholes-formula for a call option (without dividends), which can be used for e.g. forest valuation (e.g. Hughes 2000; Gjolberg & Guttormsen 2002).

$$C = SN(x) - Ke^{-rT}N(x - \sigma\sqrt{T}) \quad (14)$$

where:

$N(\cdot)$ standard normal distribution function

$$x = \frac{\ln\left(\frac{S}{K}\right) + \left(r + \frac{\sigma^2}{2}\right)T}{\sigma\sqrt{T}}$$

r the continuously compounded risk-free rate

Due to the no-arbitrage assumption, there is a direct relationship (*put-call parity*) between the European call option value C and the European put option value P (Merton 1973).

$$P + S = C + Ke^{-rT}$$

The put option value P plus the current stock price S must be equal to the call option value C plus the present value of exercise price K and vice versa. Otherwise there would be arbitrage opportunities.

Further extensions allow for less restrictive assumptions, e.g. taking into account constant dividend payments (Cox et al. 1979; Merton 1973) or allowing for sudden fluctuations of stock prices as Poisson driven jumps (Merton 1976). Bates (2003) provided a review of the developments in empirical option pricing research and alternative models. He stated a substantial focus on stock index options and the difference of implied volatilities across various strikes (volatility skew). Finally, he suggested a renewed focus on the financial intermediation of risk and encouraged further studies on equilibrium option pricing models that incorporate model and parameter uncertainty.

The real options approach can be interpreted narrowly as an extension of financial option pricing models to the valuation of non-financial assets (Amram & Kulatilaka 2000). Myers (1977) introduced the term *real options* as an application of option pricing theory to the valuation of non-financial or real investments. Later he classified this approach as a link between strategic planning and financial theory but he also recognized the complexity of real investments and the arising difficulties when applying financial theories for valuations (Myers 1984). According to Trigeorgis (2004) a classification of different kinds of common real options can be done: options to defer, time-to-build options, options to alter the operating scale, options to abandon, options to switch, growth options and multiple interacting options; however, for every category of the real options approach, when applied to the analysis of physical assets there are a couple of differences to the analysis of financial options which have to be taken into account, e.g. the longer maturity or the fact that the competition, the market and the management assumptions and actions drive the strategic option value (Mun 2006, pp. 109-112). Therefore, some further extensions of real options approaches in terms of analytical and numerical approaches were developed (Baecker et al. 2003), which have more or less practical relevance and are not discussed in detail in this

study. Actually, the commonly used models with high practical relevance are still the *binominal model* (in terms of Decision-Tree-Analysis)¹² and the *Black-Scholes-model* (Amram & Kulatilaka 2003) in general, for the valuation of real options as well as in forestry related studies in particular.

Option pricing models can provide a different and useful perspective on uncertainty: They help to clarify the economic value of flexibility in our decision making processes. Uncertainty resolves as time passes and as new information becomes available, options provided by flexibility may be exercised to the advantage of the holder of these so-called real options. The term *real options* refers to the lines of thought which have been developed to value financial options. To view flexibility within real investments from the perspective of option theory is very useful from a conceptual point of view as it certainly helps to identify potential sources of value within a real project, which are difficult to capture with simpler approaches like net present value calculations. Another issue is the actual valuation of such a real option. In many potential applications it is questionable if the arbitrage pricing arguments which have led to very successful valuations of financial options can be applied. Arbitrage pricing arguments are based on more or less perfect markets, at least with respect to those assets, that are part of the portfolios in partial arbitrage equilibrium. It is an empirical question if these assumptions are fulfilled in a certain application. It might well happen that tradability is limited or that the data necessary to estimate the required model parameters is insufficient (Borison 2005; Götze et al. 2008). Even if such considerations lead to the conclusion that arbitrage techniques are not applicable, the viewpoint of option pricing might still be advantageous if the resulting model is approached with dynamic programming techniques. Basically, the real options model can increase the attention on flexibility of investments and provide a valuable insight for investment analysis in the context of balancing intuition and reflection (Baecker et al. 2003).

The model interprets flexibility as a range of possible corporate activity. Flexibility as a systems ability to deal with unexpected developments is an important factor for the next concept. It seeks robust solutions providing adequate outcomes even for the case of uncertain data in connection with unpredicted changes.

¹² Trigeorgis (2004) provides more detailed information.

2.3. Robust Optimisation

Robust optimisation techniques have recently been developed and can be used in various areas (e.g. portfolio optimisation, inventory management, mechanical engineering, etc.) in order to consider optimization problems for which it is only known that the data belongs to a given uncertainty set, but the optimization problem's constraints mustn't be violated for all possible values of the data contained in the uncertainty set (e.g. Ben-Tal and Nemirovski 1998, Ben-Tal et al. 2009). These techniques are thus based on a description of parameter uncertainty via sets that are used in lieu of probability distributions (Ben-Tal et al. 2006b) so as to ensure required outcomes for possible realisations of the true parameters for given bounded uncertainty sets (Ben-Tal et al. 2006a). Soyster (1973) used this concept first in a theoretical framework, but the application lacked attractiveness due to the overly conservative nature of the provided solutions. Mulvey et al. (1995) integrated goal programming formulations with scenarios of input data in order to generate less sensitive solutions. Further less conservative approaches have been developed by e.g. El Ghaoui et al. (1998), Ben-Tal & Nemirovski (2000) and Bertsimas & Sim (2004). Ben-Tal et al. (2006a) developed a technique that also allows for data deviation outside the uncertainty set for a controlled loss in performance. Beyer & Sendhoff (2007) provide a recent survey of robust optimisation approaches.

We will discuss *information-gap decision theory* (IGDT; Ben-Haim 2006) in greater detail, because this technique has obtained the greatest popularity in ecosystem management so far. However, we also acknowledge the criticism to IGDT (Sniedovich 2007), which classifies IGDT as a special instance of Wald's maximin model and as a local sensitivity analysis (see 4. Discussion). Information-gap models investigate the lack of information, or the gap, between what is known and what needs to be known for the optimal solution. Decision makers can be assisted in developing preferences, assessing risks and opportunities, or choosing sources of information and lines of exploration, in light of the analysis of severe lack of information (Ben-Haim 2006). From the perspective of IGDT, a "robust" model-based decision is characterized by great immunity against adverse uncertainty that may affect the parameter estimates. I.e., the sensitivity of the decision results to changes (errors) in the estimated parameters is low with regards to the achievement of a minimum required outcome (performance criterion). That means a "robust" decision achieves the predefined performance crite-

tion over a possibly large uncertainty space. The Info-Gap robustness models first and foremost aim at maximizing the immunity of model-based economic decisions to adverse uncertainty (Ben-Haim 2010). They thus strive to maximize that specific size of a possible uncertainty set, which would still allow for acceptable solution outcomes.

Information-gap models can be realized in many different forms. This is due to fact that uncertainty can have different facets and the lack of information may lead to unexpected losses as well as gains and the decision maker's preferences and ambitions may differ over time so that the value of information does not remain constant. Ben-Haim (2006) describes different aspects of IGDT and their relation to classical decision models. Proposed model shapes include simple boxes or confidence ellipsoids. As in the MV model, the lack of information might offer propitious opportunities as well as pernicious dangers of failure. In contrast to the classical approach, some information-gap models work with non-probabilistic quantification of uncertainty (Ben-Haim 2006). Clusters of events representing different levels of information and their effects on the decision are investigated.

A financial information-gap model is a cluster of sets of possible variation around the momentary knowledge $\tilde{\mathbf{u}}(\mathbf{t})$ (e.g. a calculated probability distribution, based on historical data) and with the unknown range of an uncertainty parameter α , which characterizes the size of the uncertainty set. Therefore the cluster of nested sets can be formulated as:

$$U(\alpha, \tilde{\mathbf{u}}) = \{\mathbf{u}(\mathbf{t}): |\mathbf{u}(\mathbf{t}) - \tilde{\mathbf{u}}(\mathbf{t})| \leq \alpha\}; \quad \alpha \geq 0 \quad (15)$$

This equation is quite general and Ben-Haim (2006 p. 20-30) derived some more specific information-gap models in which the structures depend on the available prior information.

One basic function of IGDT is the assessment of a possible uncertainty set that is specific for every chosen decision vector (or vector of control variables), \mathbf{f} , which would still allow for achieving the minimum required reward, y^* . In order to make decisions that minimize the risks to experience an undesired outcome, the robustness function assesses the immunity to failure below a minimum required reward.

$$\hat{\alpha}(\mathbf{f}, y^*) = \max\{\alpha: (\min_{\mathbf{u} \in U(\alpha, \tilde{\mathbf{u}})} R(\mathbf{f}, \mathbf{u})) \geq y^*\} \quad (16)$$

where:

$\hat{\alpha}(\mathbf{f}, y^*)$	robustness
\mathbf{f}	decision vector
y^*	minimum required reward (performance criterion)
α	uncertainty parameter
$R(\mathbf{f}, \mathbf{u})$	reward function

The robustness function seeks the maximization of immunity to uncertainty, or, the highest level of an uncertainty parameter α at which minimal requirements are always satisfied and failure cannot occur. Thus, $\hat{\alpha}(\mathbf{f}, y^*)$ is the greatest level of uncertainty that still guarantees not less than the critical reward y^* . The reward function $R(\mathbf{f}, \mathbf{u})$ represents the success of the decision, which depends on the decision vector \mathbf{f} as well as on the uncertainty vector \mathbf{u} , whose variation is characterized by the cluster of sets of possible variation $U(\alpha, \tilde{\mathbf{u}})$, with $\alpha > 0$. The minimal reward y^* should be no less than the critical reward with maximal uncertainty level, such that the minimal requirements are satisfied in the most unexpected case. A decision alternative with a higher value of robustness at the same level of critical reward is therefore preferred.

There are many different opportunities for applications of this theory. Often, the robustness of an estimated probability density function (PDF) should be evaluated by confrontation with unknown uncertainty. The danger of uncertainty is an undesirable financial outcome (financial failure), and for this reason a minimal critical reward needs to be defined. Considering the extremely long production periods of forestry in connection with future uncertainty, the question is, how much confidence do we have in the estimated probability distribution, or, how wrong can the estimated PDF be so as to still offer a minimal critical reward at a specific level of statistical confidence?

According to Ben-Haim (2005), who evaluated the robustness of an estimated financial Value at Risk (VaR) for some selected statistical confidence levels under the assumption of a standard normal distribution, the robustness of a PDF can be derived from the following principle equation:

$$\hat{\alpha}(y^*, P_c) = \max\{\alpha: (\max_{p \in U(\alpha, \tilde{p})} P_f(p)) \leq P_c\} \quad (17)$$

Here, the robustness function describes the highest level of an uncertainty parameter α at which the maximum probability of failure $P_f(p)$ is still not greater than the critical (accepted) probability of failure P_c . Thus, $\hat{\alpha}(y^*, P_c)$ is the robustness to uncertainty in the estimated PDF of probabilistic information. It may be computed as follows:

$$\hat{\alpha}(y^*, P_c) = \frac{P_c}{P_f(p)} - 1 \quad \text{if} \quad P_f(p) \leq P_c \quad (18)$$

$$\hat{\alpha}(y^*, P_c) = 0 \quad \text{if} \quad P_f(p) > P_c$$

where:

$\hat{\alpha}(y^*, P_c)$ estimated robustness depending on minimum acceptable financial return y^* and the accepted probability of failure P_c

$P_f(p)$ estimated probability for a financial return r below the minimum financial return y^* : Probability of failure

P_c tolerated error, with $1 - P_c$ quantifying the statistical confidence

It is clear that demanding a small failure probability P_c automatically means low robustness and that the robustness is zero if the estimated probability of failure $P_f(p)$ exceeds P_c . We may thus say that a high required performance will always trade off against robustness.

If no other information is available one can assume normally distributed financial returns (e.g. Ben-Haim, 2005) and estimate $P_f(p)$ as follows:

$$P_f(p) = \Phi\left(\frac{y^* - R}{\sigma_r}\right) \quad (19)$$

Ben-Haim (2006) also presents an example of an application for portfolio investment. The robustness $\hat{\alpha}(f, y^*)$ of the portfolio investment can be calculated as (formula with alterations):

$$\hat{\alpha}(f, y^*) = \frac{f^T \tilde{u} - y^*}{\sqrt{f^T W f}} \quad (20)$$

where:

$\hat{\alpha}(\mathbf{f}, y^*)$	estimated robustness depending on decision vector \mathbf{f} and the minimum acceptable financial return y^*
\mathbf{f}^T	transposed (line) vector of asset fractions (decision vector)
\mathbf{f}	column vector of asset fractions
$\tilde{\mathbf{u}}$	nominal financial return vector
\mathbf{W}	covariance matrix

The robustness is defined for non-negative results, otherwise the robustness is zero.

If no other information is available, the term $\mathbf{f}^T \tilde{\mathbf{u}}$ has to be calculated as the mean of all possible returns and the term $\sqrt{\mathbf{f}^T \mathbf{W} \mathbf{f}}$ as the standard deviation of all possible returns, while considering the variance-covariance structure of the portfolio. The ratio introduced by Ben-Haim (2006) is structurally analogous to the reward-to-variability ratio first derived by Sharpe (1966).

There is no link between optimisation in the framework of IGDT and EU-theory, but the EU-model is included in IGDT as a special case (Ben-Haim 2006, pp. 193-205). IGDT models can be used to incorporate an uncertainty horizon about probabilities and utilities in the EU-framework (e.g. Regan et al. 2005). Furthermore, several studies have developed robust optimisation techniques for the classical MV portfolio allocation problem (e.g. Goldfarb & Iyengar 2003; Fabozzi et al. 2007), which can be linked to EU-theory. In this context Fabozzi et al. (2007) state that the size of the uncertainty set “controls the aversion to the uncertainty that comes from the estimation error”.

Applications of robust optimisation in forestry or other land use applications are still rare. Yet, there exist some applications in biological conservation. Some applications of the mentioned approaches in forestry will be presented in the following overview.

3. Forestry studies and financial uncertainty

Investigations concerning economic asset valuation under uncertainty within the scope of forestry are still rather scarce even though research interest has been increasing in the last decades. Some investigations deal with this question in relation to the assessment of agroforestry systems and non-timber forest products (e.g. Blandon 1985; Lillieholm & Reeves 1991; Babu & Rajasekaran 1991). In the general field of ecosystem investigations Figge (2004) noticed that although the correlations between diversity and stability have been discussed several times, the parallels between approaches of financial mathematics and ecology have generally not been acknowledged. In his study he presents the fundamentals of portfolio theory with an application to biodiversity. He explains the link between diversification and diversity: The elements of a portfolio (or an ecosystem) provide returns (or benefits which society derives from a species) which are subject to uncertainty and portfolio theory can be usefully applied to assess biodiversity. The following paragraph provides summaries about this link between diversification and diversity in forestry literature and about further studies which apply the previously explained approaches for financial assessment under uncertainty.

3.1. The Expected Utility framework

3.1.1. Stochastic Dominance

Various general academic investigations as well as considerable empirical applications of SD have been done up to this point, although in the context of forestry or biodiversity, there exist only a few studies, which use SD. Caulfield (1988) used FSD and SSD to determine the optimum economic rotation of a forest stand for risk-averse decision makers. He considered risk of fire occurrence, compared the results of SD- to those of MV-optimisation and suggested that SD analysis is more useful as a screening technique for the rotation decision under risk. Benitez et al. (2006) investigated appropriate compensation payments for biodiversity conservation using the SD approach to take into consideration the aspect of uncertainty

of land use revenues. They compared empirical distribution functions of returns from a risky but ecologically preferred agro-forest land use (shaded coffee areas) with those from agricultural alternatives and calculate the required compensation payments. The results for required compensation under risk are clearly different from the calculated mean values (risk neutral assumption), which stresses the importance of considering uncertainty in this case. Knoke et al. (2008) used FSD and SSD for derivation of adequate compensation payments for the conservation of a secondary forest. They calculated an effective amount of compensation, which is convincing for almost every decision maker but considerably lower than the necessary amount based on FSD. Further applications of SD in the context of forestry were made by Heikkinen & Kuosmanen (2002), who investigated the effect of considering possible timberland trades on the optimal harvesting problem of a forest holding, as modelled by Heikkinen (1999) with MV analysis. Using empirical data from Finland, Heikkinen & Kuosmanen (2002) assessed the usefulness of two alternative linear programming test approaches (see Kuosmanen 2001; Post 2001; Post 2003; Kuosmanen 2004). They analysed the efficiency of portfolio combinations consisting of four harvestable mixed forest stands and the average index of finish stock exchange (Helsinki Stock Exchange, HEX). In the theoretical case of possible purchases, the efficiency changed quite intensively and an 11 percentage points higher mean return became possible. Finally, Heikkinen & Kuosmanen (2002) confirmed the straightforwardness of both alternative approaches and proposed further application of SD, with consideration of catastrophic events and sensitivity to possible sampling errors.

Knoke (2008) used SSD analysis for financial optimisation of tree species portfolios and compared their results with MV analysis and the IGDT approach. In case of a moderate relative risk aversion MV analysis favoured a balanced mixture, meanwhile SSD tended to a higher proportion of the species with lower expected NPV and lower uncertainty but was only able to distinguish between efficient and inefficient mixtures. Nevertheless, the independency of SSD from assumptions about outcome distributions turned out to be advantageous.

Lien et al. (2007) used a related approach (stochastic efficiency analysis with respect to a function; Hardaker et al. 2004) to analyse an optimal tree replanting strategy for a recently harvested stand under stochastic timber prices and volume growth. The method allows for simultaneous comparison of alternatives in terms of certainty equivalents for a specific range of risk attitudes. Therefore the efficient set can be considerably reduced.

In conclusion, SSD could be seen as a method to exclude inefficient alternatives, while a ranking among efficient alternatives must be carried out with other approaches. This restriction is related to the advantageous properties of using general conditions on utility functions and accounting for the entire probability distributions without restrictions on their form. Therefore, natural resource management is a promising application area for SD as deviations from normal return distributions are often observed (Kuosmanen 2004). Nevertheless, the experiences with SD approaches in forest economics are still low.

3.1.2. Downside Risk

Although downside risk models seem to be particularly suitable for financial assessment in forestry, the applications are also scarce in this case. Ramirez et al. (2001) investigated returns, stability and risk of agroforestry systems and monocultures in order to evaluate the effects of diversification of agroecosystems. They defined risk as the probability of falling below a required minimum family income in the area of their investigation and stability as the variance of NPVs. Agroforestry systems showed higher expected NPVs and lower risk levels than the corresponding monocultures, even if the variance as stability measure of the agroforestry returns were larger. Another example is the simulation of frequencies of negative net present values (NPV) by Knoke & Wurm (2006). As already mentioned they simulated NPV frequencies for stochastic timber prices and hazard events for different mixtures of spruce and beech and compared the simulated distributions with expected (normally distributed) NPV frequencies. Simulated frequencies for negative NPV were lower than the expected for stands with higher proportions of beech, which leads to an underestimation of the optimum proportion of beech when applying the MV rule. For both cases of simulated and expected distributions, mixed stands minimized the probability of negative NPV. Beinhofer (in press) investigated the effects of diversification for different assortments (saw timber and pulpwood) in Norway spruce and Scots pine stands using the MV approach (certainty equivalent) as well as the quantile-based VaR measure. He indicated that producing different assortments of spruce and pine leads to risk compensation, especially when considering portfolios consisting of optimised stands. Optimisation according to downside risk

resulted in more conservative portfolios due to a higher risk aversion when using the VaR approach.

Downside risk models provide useful valuation techniques with a special focus on safety. Therefore, they seem especially suitable for valuation in forestry and ecosystem management with regard to sustainability assessment and the included precautionary principle.

3.1.3. Mean-Variance analysis

The majority of the existing studies regarding financial valuation in forest science deal with approaches of mean-variance optimisation, such as portfolio selection approach or its extension to the capital asset pricing model (CAPM). Penttinen & Lausti (2004) give a short review of relevant approaches in forest science literature existing up until 2004. These studies mainly discuss topics like the effects of risk aversion on the attractiveness of forest investments or harvesting decisions (Olsen & Terpstra, 1981; Redmont & Cubbage 1988; Lausti & Penttinen, 1998; Heikkinen 1999; Heikkinen & Kanto 2000; Heikkinen 2002, 2003; Gong & Löfgren 2003) or the effects of the integration of woodland as an asset in a mixed portfolio investment (Mills & Hoover 1982; Wagner & Rideout 1991, 1992; Zinkhan et al. 1992; Thomson 1997; Duffner 1999; Lönnstedt & Svensson 2000; Wippermann & Möhring 2001; Zinkhan & Cubbage 2003; Penttinen & Lausti 2004).

In these studies, forest investments seem to be an attractive alternative for risk diversification and the integration of forest investments in portfolios mostly appears advantageous. Lönnstedt & Svensson (2000) for example have proven negative correlations between forest holdings and other investment alternatives for non-industrial private forest owners in Sweden. The MV approach has been applied successfully piece by piece. For instance, the one period asset management model by Heikkinen (1999) was extended to a multi-period model with stochastic optimisation by Heikkinen (2003), both considering harvesting instead of land sales (e.g. Mills & Hoover 1982) as a more realistic scenario.

There has been some investigation into diversification effects in forestry production. Reeves & Haight (2000) calculated optimal shares of sawtimber and pulpwood production for loblolly pine stands in the South East of the USA. Provided that 55% of the area is used to pro-

duce short rotation sawtimber and 45% of the area is used to produce short rotation pulpwood, their example demonstrates a possible risk reduction of 80% (compared to the production of 100% sawtimber with higher rotation age). In this case the risk reduction is based on smaller revenue variances because of short rotation management as well as low correlation between sawtimber and pulpwood prices. However, the risk reduction measures reduced expected revenues by 50%.

Some approaches of portfolio theory also deal with aspects of mixed forests and converge to financial assessment of biodiversity. Thomson (1991) demonstrated financial advantages for mixed stands in relation to pure stands of the apparently most profitable species. He calculated an optimal mixture, under the assumption of moderate risk aversion, of about 56% southern pine, 27% southern ash and 16% white pine in the South and Midwest of the USA. In Central Europe, Weber (2002) recommended mixtures of Norway spruce and European beech because of the low risk correlation of these species. Knoke et al. (2005) investigated diversification effects for Central European mixtures of Norway spruce and European beech and calculated a mixture of 70% spruce and 30% beech to obtain maximum utility for a risk-averse investor. When considering timber harvests as dependent on timber prices, the optimal share of beech (the less profitable species in this case) increases to more than 50% (Knoke & Wurm 2006). Hildebrandt et al. (in press) investigated optimum proportions of mixed species plantations in Chile accounting for the risk of timber price fluctuations. They found relatively low diversification effects but mixed stands proved generally more advantageous than pure stands.

Thomson (1989) evaluated tree improvement investments considering uncertainty by using the CAPM. In the case of West coast Douglas fir, financial risk in relation to the rate of return was quite small and the investment seemed worthwhile.

MV approaches have been well introduced to forest economics for financial valuation under uncertainty. Typical applications concern effects of diversification at various levels (products, tree species or forestry in investment portfolios). Nevertheless, the link between biodiversity and financial diversification for example appears still to require further research.

3.2. Option pricing models

The suitability of option pricing models for real investments have been discussed critically for different reasons (e.g. the usual non-tradability of investment projects, problems in determining a duplication portfolio, see Götze et al. 2008, p. 307; Kruschwitz 2009, p. 444); nevertheless, some authors of forest science studies (e.g. Zinkhan 1995; Thorsen 1999; Duku-Kaakyire & Nanang 2004) claim that traditional economic approaches ignore the importance of flexibility for the evaluation of forest resource management, leading to erroneous results. There have been some interesting studies using option pricing models to value management options in forestry. In addition, the well-known reservation price approach (e.g. Brazee & Mendelsohn 1988; Lohmander 1987) basically is another real option approach to the harvest decision (Thorsen 1999).

The appropriate price process in the framework of the Black-Scholes-model has been discussed in several studies concerning option pricing in forestry. A detailed review on this discussion is given in Insley & Rollins (2005), who leaved this question open for ongoing research. Clarke & Reed (1989) and Reed & Clarke (1990) showed that over a single rotation period neither optimal cutting age nor optimal cutting size depend on the absolute level of timber prices for the case that prices follow a GBM and harvesting costs are ignored. As shown by Yin and Newman (1995) and Insley (2002), this independency is no longer valid if harvesting costs are included in the model. Haight & Holmes (1991) and Plantinga (1998) investigated the role of option values for optimal rotation ages by comparison of different price processes. Plantinga (1998) stated that optimal harvest decisions depend strongly on the nature of the considered price process. In order to describe the consequences for optimal rotation and forest valuation, Gjolberg & Guttormsen (2002) also compared the GBM and a mean-reverting price development. They argue that timber prices do not move randomly but follow a mean-reverting development and give a plausible explanation for the common pricing with low discount rates in forestry, based on the included option value with mean-reverting prices. Both price development processes have been compared in further studies for the optimisation of tree harvesting decisions (Insley 2002) or the assessment of forest concessions (Rocha et al. 2006). In the latter study, the resulting option values based on GBM were considerably higher and the authors recommended applying the more conservative mean-reverting process, as used for other natural resource commodities. Insley

(2002) as well considered the mean-reverting process as more realistic for the behaviour of commodity prices.

Malchow-Møller et al. (2004) provided further methodological advancement, developing a two-option approach with adjacency constraints for the optimal harvest rule. Using an approach with incompletely exclusive options of harvesting and stochastic returns enabled for the assessment of uncertain costs that may result from the constraint of being allowed to harvest adjacent stands after a specific time period. The costs of the constraints increased with the imposed time delay and uncertainty. Jacobsen (2007) introduced a sequential two-option approach for the choice of when to harvest a stand and for regeneration species selection. As the first decision depends on the stochastic values of the present and the future stand, a nested problem with two loops of depending decisions was formulated and solved for numerically. Insley & Rollins (2005) specified the optimal harvesting problem in a multi-rotational framework as a linear complementary problem, which can be solved numerically and provides higher accuracy than the common models used before. Moreover, they assessed the impact of policy constraints on the option value of harvesting in accordance to price developments. Saphores (2003) used option pricing concepts in order to optimise time continuous harvest decisions (partial and total harvests) under stochastic growth and included the risk of extinction.

With regard to contents, most real option approaches in forestry economics have been focused on the optimal harvesting problem and forest valuation: Morck et al. (1989) used the contingent claims approach in order to determine the rotation age for a forestry lease with stochastic growth and timber prices. For a fixed time horizon, they formulated a nonlinear partial differential equation to be solved by numerical methods along a set of constraints and applied the model to a hypothetical white pine forest. Based on the binominal option-pricing model, Thomson (1992) calculated optimal rotation ages with uncertain timber prices and timber yields and assessed the value for the choice of abandonment after harvesting. Finally, he compared the results with the classical Faustmann model. Considering timber price volatility and managerial flexibility, the resulting optimum rotation periods were generally longer (except for high stumpage prices). Stand values were positively influenced by recognition of flexibility especially for volatile and low timber prices. Similar results have been obtained for an example of Japanese stands by Yoshimoto & Shoji (1998) and Yoshi-

moto (2002) using a combination of stochastic dynamic programming and binominal option pricing with a discretised GBM process; Yin & Newman (1996) analysed the effects on forest investment for timber prices and growth following a GBM and incorporated natural hazards with a Poisson jump process. The catastrophic risk generally decreased the investment value and increased the threshold of investment in forestry projects. Nevertheless, in comparison to the classical Faustmann model, the inclusion of hazard risks has considerably lower effects in a real options model as shown by Insley & Lei (2007). Thorsen (1999) modelled the option value for the establishment of a new forest stand with future timber prices following a GBM and the implications for the appropriate level of afforestation subsidies. In general, taking into account the option value of afforestation opportunities the amount of convincing subsidies increased. Further studies on forest valuation with option-pricing models have been done by e.g. Hughes (2000), Yin (2001) and Yap (2004).

Jacobsen & Thorsen (2003) used option pricing models to develop optimal thinning strategies for mixed-species stands under uncertain tree growth due to possible climate changes. If adaptive management is possible, the mixing of tree species increased the option value even if a species was less productive for climatic reasons. Duku-Kaakyire & Nanang (2004) used the binominal option-pricing model to evaluate an option to delay reforestation, to expand the size of a wood processing plant, to abandon the plant if timber prices fell below a minimum value and a combination of those three options. The options resulted as highly valuable if exercised meanwhile the analysis of land expectation values in terms of a continuous time version of the Faustmann formula rejected the investments as unprofitable. The authors state that the assessment of forestry projects with static financial analyses is biased for not taking into account price uncertainties and managerial flexibility.

Some studies have also been done specifically on biodiversity valuation (e.g. Weikard 2003; Kassari & Lasserre 2004; Leroux et al. 2009), land-use conversion (e.g. Zinkhan 1991; Reed 1993; Abildtrup & Strange 1999; Schatzki 2003), preservation of an old-growth forest (Conrad 1997), long-term timber contracts (Shaffer 1984) and wildlife management (Morgan et al. 2007).

As shown in this section, Option pricing models have been applied in forest economics quite extensively and for a broad range of uncertain and irreversible decisions. They are suitable

and close to reality insofar as taking into account the managerial flexibility, but the limitations for the assessment of real investments in forestry have been discussed only rarely.

3.3. Robust Optimisation

Approaches based on IGDT have been used in forestry just as rarely. In the case of conservation management, several studies do exist, in which this approach was used to consider uncertainty. Regan et al. (2005) analysed management options for conservation of endangered species by maximizing the robustness of decisions under uncertainty with regard to probabilities and utilities in the EU-framework. All three considered decision-alternatives were affected by uncertainty and their ranking changed with the amount of uncertainty as well as with the considered minimum expected utility. The higher the critical expected utility, the lower the decision's robustness to uncertainty. Regan et al. (2005) stressed this fact as a default in standard decision theory based on maximization of EU and recommended IGDT for a broad range of conservation decision problems. Moilanen & Wintle (2006) investigated the negative effects of fragmentation on the biological value of reserves. An analysis of robustness concerning the occurrence and long running persistence of particular animal species favours aggregated reserves and the application of IGDT proved suitable as a systematic framework for making decisions under severe uncertainty. Furthermore, Moilanen et al. (2006) investigated the consideration of uncertainty with IGDT in general planning of reserve structures. They presented possibilities to grapple with problems in areas with low information certainty brought about by negative (robustness-function) surprises and potentials brought about by positive (opportunity-function) surprises. A comparable study by Halpern et al. (2006) for marine reserve design also highlighted the potential of IGDT to evaluate the costs and benefits of reducing uncertainty by additional data collection.

Deines et al. (2007) analysed the effects of different levels of harvesting on the robustness to uncertainty for a structured long-term population growth model. For the case of an applied population example they demonstrated the interactions between uncertainties of different parameters and the danger of erroneous decisions due to uncertain data. They constitute IGDT as a useful approach for the assessment of management decisions on the risk of extinction, without the need to value each species in the case of differing cost of management

decisions. A further study on robust decision-making in conservation management was conducted by McDonald-Madden et al. (2008), who explored optimal strategies for resource allocation with uncertain extinction probabilities and conservation funding.

Apart from conservation management, McCarthy & Lindenmayer (2007) applied IGDT for the assessment of two alternative solutions for replanting the catchment area for urban water supply. Exotic pine plantation and native revegetation were compared with regard to uncertain financial performance of timber production and water yield. The authors showed how the solution most robust to uncertainty depended on the required financial performance as well as on costs of replanting.

Knoke (2008) analysed the robustness of tree species portfolios and stressed IGDT as a useful supplement to classical approaches; moreover he pointed out the advantage of enabling for the quantification of immunity against failure. Results indicated mixed stands as being more recommendable, but beside the assumptions of minimum requirement and accepted probability of failure, the assumptions of the underlying distribution function of outcomes turned out to have high impact on optimum solutions. Further investigations on tree species mixtures performed by Hildebrandt & Knoke (2009) applied a different robust portfolio optimisation, in part obtained from Goldfarb & Iyengar (2003). Hildebrandt & Knoke (2009) considered uncertainties for expected net present values of tree species portfolios as well as their variances and correlations. The tested variability of results for different scenarios showed a lower spread in case of worst-case optimisation including uncertainty bounds. Moreover, the worst-case outcomes of optimum solutions with consideration of uncertainty bounds turned out to be higher for a simulated reference data set. Based on the model of Bertsimas & Sim (2004), robust harvest scheduling decisions for uncertain timber yield and demand have been optimized by Palma & Nelson (2009). They stated a moderate trade-off between robustness and conservatism of solutions and considered the methodology useful for stable decisions in the face of uncertainty. Babonneau et al. (2010) provided further examples for applications of recent developments in robust optimisation in environmental decision-making.

Robust optimisation techniques take into account the uncertainty involved in long-term decision-making so common in forest and ecosystem management. Nevertheless, in general, applications up to now are scarce as the techniques only recently evolved; most have been

performed in the IGDT framework, but other developments in robust optimisation seem promising as well for decision making in forestry or ecosystem management. We can be sure they will be applied more frequently and for different purposes in future studies.

To summarize our review of modern approaches used to assess forest or ecosystem investments, we must remark that a lack of investigation still exists in this field. A few approaches of portfolio theory have been carried out, but rather seldom have diversification effects been investigated. Even less frequent are applications of the presented alternative approaches from the expected utility framework (stochastic dominance, downside risk), in general as well as in connection with species mixtures or biodiversity. Given a worldwide trend of an increasing expansion of plantations (Carnus et al. 2006) and comparatively low acceptance of mixtures by investors (Nichols et al. 2006), a more intensive investigation in this area, as well as integration of modern financial approaches is absolutely useful and necessary. Certainly the real options approach has been most frequently used, in the majority of cases to solve the optimal-harvest problem and for forest valuation. Considerable methodological progress has been achieved, even if the complexity of the issues still demands further effort. As robust optimisation techniques are still developing in decision theory, their applications in forestry and ecosystem economics are quite rare. Nevertheless they appear to be promising, especially with regard to severe uncertainty due to extremely long planning horizons, wherein the underlying theory is relatively understandable and communicable. Thus, they will play an important role in general for environmental decision making under uncertainty (Filar & Haurie 2010).

4. Discussion

Considering the extremely long production and investment periods in forestry, a more intensive reflection of investment risks appears necessary. However, in reality too few scientific studies concerning financial risk quantification of forest investment exist. Just a small portion of them investigate the interrelation between species diversity and risk diversification. In practice, this is sometimes neglected or almost intuitively executed, as the classic forest economic approach according to Faustmann ignores any appearing uncertainties. Therefore, the principle of precaution as a part of the sustainability term (Endres & Querner 2000,

Knoke & Mosandl 2004) does not appear to be sufficiently considered. Investigations regarding the effects and value of diversification have been done almost exclusively from an ecological point of view up to now. Drechsler et al. (2005), for example, compared ecological and economic models for biodiversity conservation and stated that the economic models often ignore space, dynamics and uncertainty.

As previously mentioned, most scientific studies that consider uncertainty in regard to forest investment confine themselves to the portfolio selection approach or mean-variance analysis. Their weak points regarding the practical use have been mentioned and alternative assessment techniques have been explicated. These appear to be able to compensate for the weak points of the portfolio selection approach in part, but unfortunately they cannot solve the problems completely, which evolve with the long-term uncertainty of forest investments:

First of all, the generation of a realistic density function of estimated returns is the most difficult task. To avoid sampling errors, large amounts of high quality empirical information regarding price development in the past, as well as the quantification of specific natural risk factors is necessary. However, even with perfect quantification of the past circumstances, the projection to future developments is not necessarily reliable and some further uncertainty remains.

The appearance of unpredictable catastrophic events, technological innovations, or simply changing trends in customer's behaviour, can lead to unexpected changes in price development and correlation between the investment alternatives.

The SD approach, compared with mean-variance optimisation, has some advantages due to the less restrictive assumptions (consideration of the whole distribution of expected returns, independence from the form of the distribution function, weak assumptions regarding the investors utility function), although only a partial ranking of investment alternatives is possible. Therefore, Leshno & Levy (2002) have developed criteria for stochastic dominance, which probably can facilitate a better ranking of the results for most decision makers.

A further difficulty of SD approach is the comparison of portfolios with increasing numbers of choice alternatives due to a relatively high computational burden. Linear Programming tests for SD efficiency (a given portfolio compared to all possible portfolios of a given set of

assets) seem to be able to remove this limitation (e.g. Post 2003; Kuosmanen 2004; Post & Levy 2005). Another possible solution with multivariate tests for SSD and TSD efficiency was developed by Post & Versijp (2007). Finally, there remains quite a strong dependency on the distribution of financial returns. Small samples can cause large sampling errors, especially for the case of short time series, which do not reflect the effects of rare events. Alternatively these effects might be included with simulations of catastrophic (or unexpected) events (s.a. Heikkinen & Kuosmanen 2002; Knoke et al. 2005; Knoke & Wurm 2006).

Downside risk models are explicitly focused on the probability of falling below a predefined return level and show appeal for forest science. This is an important aspect and enables one to consider the risk factor as it is usually understood by many foresters, whose basic intention, among others, generally might not be profit maximization but in gaining a minimal acceptable return. Therefore, these approaches tend to produce slightly higher allocations to less risky assets than the MV approach (Grootveld & Hallerbach 1999). The models allow clear differentiation of all alternatives due to the limited considered domain of the distribution function. However, even in this case, there still remain computational difficulties (Grootveld & Hallerbach 1999) for which reason these models are not widely used for portfolio selection in practice (Bertsimas et al. 2004). The danger of sampling errors seems to be limited, as only the left tail of the distribution function needs to be reliable, but as Grootveld & Hallerbach (1999) have shown, there also can result large estimation errors due to neglecting parts of the data set. Finally, as mentioned in the context of SD approach, the left tail of the distribution function is generally difficult to estimate due to low information about catastrophic events.

The approach that offers specific information about sensitivity to sampling errors or unexpected changes is the IGDT. This approach is slowly percolating into ecological research fields and its acceptance seems to be growing. Its high acceptance in ecological studies was the reason why we chose to devote so much space to introducing IGDT. However, IGDT has also provoked heated and emotional criticism. Sniedovich (2007) has launched a campaign against IGDT, not seeing the opportunity of IGDT to form a bridge that connects various disciplines. Sniedovich (2007) criticizes IGDT as being only a simple instance of Wald's maximin model and as local by its nature (Sniedovich 2010). Naturally, that uncertainty set what is searched for by IGDT, i.e. that special set of parameters, which would still allow for accepta-

ble outcomes, may only be a subset of the actual, but usually unknown uncertainty set. But nevertheless information about this subset is most welcome and informative to compare alternative decisions. However, the critique by Sniedovich (2010), although often presented overly harsh, should be taken seriously. It should be an indication to consider, besides IGDT, also the numerous existing approaches on robust optimisation (e.g. Goldfarb & Iyengar 2003; Bertsimas & Sim 2004; Ben-Tal et al. 2006a). However, these approaches are not always easy to adopt for non-mathematicians.

A principal assessment of the portfolio's optimisation robustness, relating to Knightian uncertainty however, includes the specific financial intention of the investor and is thus meaningful. Furthermore, it enables one to place the value of diversification into at least more detailed terms: Comparing the estimated probability of failure with the probability which is needed to still obtain a minimum required reward quantifies the difference of probabilities which might be caused by unexpected changes. This allows for assessment of risk reduction under the consideration of uncertainty. Doing so can be rather important due to the long production periods in forestry (especially with regard to decisions about future stand mixtures, as in this case, the decision remains almost unchangeable for remaining planning horizons) or other decisions under severe uncertainty. For this reason, the maximisation of financial robustness according to various theoretical approaches is an interesting challenge in decision-making. Techniques beside IGDT to consider ignorance in connection with predictions based on past data such as robust optimisation approaches (e.g. Goldfarb & Iyengar 2003; Bertsimas & Sim 2003; Ben-Tal et al. 2006a; Natarajan et al. 2009) or probability bounds analysis (Ferson & Ginzburg 1996) should be tested for this reason as well.

All presented approaches can also serve to illustrate the effects of diversification in forest investment, which needs to be investigated more intensively. In conclusion, assessing diversification in ecosystem management from an economic point of view, which may be extended to land use problems (Knoke et al. 2009a) and ecosystem services (Knoke et al. 2009b), can be improved through more intensive investigation in general and into optimising the adjustment of employed approaches, using empirical examples pulled from different perspectives.

Acknowledgements:

This research was supported by German Research Foundation (DFG), projects KN 586/4-1 and KN 586/7-1.

For language editing we wish to thank Mrs. Kristin Dzurella. Furthermore, we gratefully acknowledge the anonymous review for the comments, which improved this manuscript significantly.

References

- Abildtrup, J. & Strange, N., 1999. The option value of non-contaminated forest watersheds. *Forest Policy and Economics* 1, 115-125.
- Allais, M., 1953. Le comportement de l'homme rationnel devant le risque: Critique des postulats et axiomes de l'école américaine. *Econometrica* 21, 503-546.
- Amram, M. & Kulatilaka, N., 2000. Strategy and Shareholder Value Creation: The Real Options Frontier, *Journal of Applied Corporate Finance*, 15, 8-21.
- Amram, M. & Kulatilaka, N., 2003. *Real Options. Managing strategic investment in an uncertain world.* Harvard Business School Press, Boston, Mass.
- Anderson, J.R. & Hardaker, J.B., 2003. Risk aversion in economic decision making: Pragmatic guides for consistent choice by natural resource managers. In: Wesseler, L., Weikard, H.P., Weaver, R. (Eds.), *Risk and Uncertainty in Environmental Economics.* Edward Elgar, Cheltenham.
- Arrow, K.J., 1971. *Essays in the Theory of Risk Bearing.* Chicago: Markham
- Aumann, R.J., 1962. Utility Theory Without the Completeness Axiom. *Econometrica* 30, 445-462.
- Babonneau, F., Vial, J.P., Apparigliato, R., 2010. Robust Optimization for Environmental and Energy Planning. In: Filar, J.A., Haurie, A. (Eds.), *Uncertainty and Environmental Decision Making.* International Series in Operations Research and Management Science. Springer New York Dordrecht Heidelberg London.
- Babu, S.C. & Rajasekaran, B., 1991. Agroforestry, attitude towards risk and nutrient availability: a case study of south Indian farming systems. *Agroforestry Systems* 15, 1-15.
- Baecker, P.N., Hommel, U., Lehmann, H., 2003. Marktorientierte Investitionsrechnung bei Unsicherheit, Flexibilität und Irreversibilität. Eine Systematik der Bewertungsverfahren. In: Hommel, U., Scholich, M., Baecker, P.N. (Eds.) 2003. *Reale Optionen. Konzepte, Praxis und Perspektiven strategischer Unternehmensfinanzierung.* Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- Bamberg, G. & Coenenberg, A.G., 2006. *Betriebswirtschaftliche Entscheidungslehre.* 13. Auflage, Franz Vahlen, München.
- Bates, D.S., 2003. Empirical option pricing: a retrospection. *Journal of Econometrics* 116, 387-404.
- Bawa, V.S., 1975. Optimal Rules for Ordering Uncertain Prospects. *Journal of Financial Economics* 2, 95-121.
- Bawa, V.S., 1978. Safety-First, stochastic dominance and optimal portfolio choice. *Journal of Financial and Quantitative Analysis*, 255-271.
- Bawa, V.S. & Lindenberg, E.B., 1977. Capital market equilibrium in a mean-lower partial moment framework. *Journal of Financial Economics* 5, 189-200.
- Beinhofer, B., 2010. Producing softwood of different quality: does this provide risk compensation? *European Journal of Forest Research.* DOI 10.1007/s10342-009-0280-8.
- Bell, D.E. 1995. Risk, Return, and Utility. *Management Science* 41, 23-30.
- Bell, D.E. & Farquhar, P.H., 1986. Perspectives on Utility Theory. *Operations Research* 34, 179-183.
- Ben-Haim, Y., 2005. Value at risk with information-gap uncertainty. *The Journal of Risk Finance* 6 (5), 388-403.
- Ben-Haim, Y., 2006. *Info-Gap Decision Theory: Decisions Under Severe Uncertainty,* 2nd edition, Academic Press, London.

- Ben-Haim, Y., 2010. Info-Gap Economics: An operational introduction. Houndsmill, Basingstoke, Hampshire: Palgrave Macmillan.
- Ben-Tal, A. & Nemirovski, A., 1998. Robust convex optimization. *Mathematics of Operations Research* 23 (4), 769-805.
- Ben-Tal, A. & Nemirovski, A., 2000. Robust solutions of linear programming problems contaminated with uncertain data. *Mathematical Programming* 88, 411-424.
- Ben-Tal, A., Boyd, S., Nemirovski, A., 2006a. Extending Scope of Robust Optimization: Comprehensive Robust Counterparts of Uncertain Problems. *Mathematical Programming Series B* 107, 63-89.
- Ben-Tal, A., El Ghaoui, L., Nemirovski, A., 2006b. Foreword: special issue on robust optimization. *Mathematical Programming Series B* 107, 1-3.
- Ben-Tal, A., El Ghaoui, L., Nemirovski, A., 2009. *Robust Optimization*. Princeton University Press, Princeton and Oxford.
- Benitez, P., Kuosmanen, T., Olschewski, R., van Kooten, C., 2006. Conservation Payments under Risk: A Stochastic Dominance Approach. *American Journal of Agricultural Economics* 88, 1-15.
- Bernoulli, D., 1738. Speciem theoriae novae de mensura sortis. *Commentarii Academiae Scientiarum Imperialis Petropolitanae* 5, 175-192. Translated by Sommer, L., 1954. Exposition of a new theory on the measurement of risk. *Econometrica* 22, 23-36.
- Bertsimas, D., Lauprete, G., Samarov, A., 2004. Shortfall as a risk measure: properties, optimization and applications. *Journal of Economic Dynamics & Control* 28, 1353-1381.
- Bertsimas, D. & Sim, M., 2004. The price of robustness, *Operations Research*. 52, 35-53.
- Beyer, H.G. & Sendhoff, B., 2007. Robust optimization – A comprehensive survey. *Computer methods in applied mechanics and engineering* 196, 3190-3218.
- Black, F. & Scholes, M., 1973. The pricing of options and corporate liabilities. *Journal of Political Economy* 81, 637-659.
- Blandon, P., 1985. Agroforestry and portfolio. *Agroforestry Systems* 3, 239-249.
- Borison, A., 2005. Real Options Analysis: Where are the Emperor's Clothes? *Journal of Applied Corporate Finance* 17, 17-31.
- Brazeo, R. & Mendelsohn, R., 1988. Timber harvesting with fluctuating prices. *Forest Science* 34, 359-372.
- Bukowski, J., Korn, L., Wartenberg, D., 1995. Correlated Inputs in Quantitative Risk Assessment: The Effects of Distributional Shape. *Risk analysis* 15, 215-219.
- Carnus, J.-M., Parrotta, M., Brockerhoff, E., Arbez, M., Jactel, H., Kremer, A., Lamb, D., O'Hara, K., Walters, B., 2006. Planted Forests and Biodiversity. *Journal of Forestry* 104, 65-77.
- Caulfield, J.P., 1988. A Stochastic Efficiency Approach for Determining the Economic Rotation of a Forest Stand. *Forest Science* 34, 441-457.
- Chamberlain, G., 1983. A Characterization of the Distributions That Imply Mean-Variance Utility Functions. *Journal of Economic Theory* 29, 185-201.
- Clarke, H.R. & Reed, W.J., 1989. The tree-cutting problem in a stochastic environment. *Journal of Economic Dynamics and Control* 13, 569-595.
- Conrad, J.M., 1997. On the option value of old-growth forest. *Ecological Economics* 22, 97-102.
- Cox, J., Ross, S., Rubinstein, M., 1979. Option pricing: A simplified approach. *Journal of Financial Economics* 7, 229-263.

- Cubbage, F., Mac Donagh, P., Sawinski, J. jr., Rubilar, R., Donoso, P., Ferreira, A., Hoeflich, V., Morales Olmos, V., Ferreira, G., Balmelli, G., Siry, J., Noemi Baez, 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.
- Deines, A., Peterson, E., Boeckner, D., Boyle, J., Keighley, A., Kogut, J., Lubben, J., Rebarber, R., Ryan, R., Tenhumberg, B., Townley, S., Tyre, A.J., 2007. Robust population management under uncertainty for structured population models. *Ecological Applications* 17, 2175-2183.
- Drechsler, M., Grimm, V., Mysiak, J., Wätzold, F., 2005. Differences and similarities between ecological and economic models for biodiversity conservation. *UFZ-Discussion Papers 5/2005*, UFZ Centre for Environmental Research Leipzig-Halle.
- Dubra, J., Maccheroni, F., Efe, A.O., 2004. Expected utility theory without the completeness axiom. *Journal of Economic Theory* 115, 118-133.
- Duffner, W., 1999. Wald im Portfolio eines wirtschaftlichen Unternehmens/ Timberland in a business portfolio. *Forst und Holz* 54 (15), 451-456.
- Duku-Kaakyire, A. & Nanang, D. M., 2004. Application of real options theory to forestry investment analysis. *Forest Policy and Economics* 6 (6), 539-552.
- El-Ghaoui, L., Oustry, F., Lebret, H., 1998. Robust solutions to uncertain semidefinite programs. *SIAM Journal on Optimization* 9, 33-52.
- Ellsberg, D., 1961. Risk, Ambiguity, and the Savage Axioms. *Quarterly Journal of Economics* 75, 643-669.
- Endres, A. & Querner, I., 2000. *Umweltökonomie*. 2nd Edition. Stuttgart, 273 pp.
- Fabozzi, F.J., Kolm, P.N., Pachamanova, D., Focardi, S.M., 2007. Robust Portfolio Optimization. *The Journal of Portfolio Management* 33, 40-48.
- Featherstone, A.M. & Moss, C.B., 1990. Quantifying Gains To Risk Diversification Using Certainty Equivalence In A Mean-Variance Model: An Application To Florida Citrus. *Southern Journal of Agricultural Economics* 22, 191-197.
- Ferson, S., 1995. Quality assurance for Monte Carlo Risk Assessment. *Proceedings of ISUMA-NAFIPS 1995*.
- Ferson, S. & Ginzburg, L. R., 1996. Different methods are needed to propagate ignorance and variability. *Reliability Engineering and System Safety* 54, 133-144.
- Figge, F., 2004. Bio-folio: applying portfolio theory to biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 13, 827-849.
- Filar, J.A. & Haurie, A.B., 2010. *OR/MS and Environmental Decision Making under Uncertainty*. In: Filar, J.A., Haurie, A. (Eds.), *Uncertainty and Environmental Decision Making*. International Series in Operations Research and Management Science. Springer New York Dordrecht Heidelberg London.
- Finetti de, B., 1937. La prevision ses lois logiques, ses sources subjectives. *Annals de l'Institute Henri Poincaré* 7, 1-68. Translated by H.E. Kyburg in H.E. Kyburg and H.E. Smokler (Eds.). *Studies in Subjective Probability*, Wiley, New York, 1964, 97-158.
- Fishburn, P.C., 1977. Mean-risk analysis with risk associated with below-target returns. *American Economic Review* 67, 116-126.
- Fishburn, P.C., 1982. *The Foundations of Expected Utility*. In: Eberlein, G. & Leinfellner, W. (Eds.). *Theory and Decision Library*. Volume 31. Reidel, Dordrecht, Boston, London.
- Gerber, H.U. & Pafumi, G., 1998. Utility Functions: From Risk Theory to Finance. *North American Actuarial Journal* 2, 74-100.

- Gjolberg, O. & Guttormsen, A.G., 2002. Real options in the forest: what if prices are mean-reverting? *Forest Policy and Economics* 4, 13-20.
- Götze, U., Northcott, D., Schuster, P., 2008. *Investment Appraisal-Methods and Models*. Springer; Berlin, Heidelberg, 391pp.
- Goldfarb, D. & Iyengar, G., 2003. Robust portfolio selection problems. *Mathematics of Operations Research* 28, 1-38.
- Gong, P. & Löfgren, K.-G., 2003. Risk-Aversion and the Short-Run Supply of Timber. *Forest Science* 49 (5), 647-656.
- Gotoh, J. & Konno, H., 2000. Third Degree Stochastic Dominance and Mean-Risk Analysis, *Management Science* 46 (2), 289-301.
- Grootveld, H. & Hallerbach, W., 1999. Variance vs. downside risk: Is there really that much difference? *European Journal of Operational Research* 114, 304-319.
- Hadar, J. & Russell, W.R., 1969. Rules for ordering uncertain prospects. *American Economic Review* 59, 25-34.
- Haight, R.G. & Holmes, T.P., 1991. Stochastic price models and optimal tree cutting: Results for Loblolly Pine. *Natural Resource Modeling* 5, 423-443.
- Halpern, B.S., Regan, H.M., Possingham, H.P., McCarthy, M.A., 2006. Accounting for uncertainty in marine reserve design. *Ecology Letters* 9, 2-11.
- Hanoch, G. & Levy, H., 1969. The efficiency analysis of choices involving risk, *Review of Economic Studies* 36, 335-346.
- Hardaker, J.B., Richardson, J.W., Lien, G., Schumann, K.D., 2004. Stochastic efficiency analysis with risk aversion bounds: A simplified approach. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 48, 253-270.
- Harlow, W., 1991. Asset allocation in a downside-risk framework. *Financial Analyst Journal* 47 (5), 28-40.
- Heikkinen, V.-P., 1999. Cutting Rules for Final Fellings: A Mean-Variance Portfolio Analysis. *Journal of Forest Economics* 5 (2), 269-284.
- Heikkinen, V.-P., 2002. Co-integration of Timber and Financial Markets - Implications for Portfolio Selection. *Forest Science* 48(1), 118-128.
- Heikkinen, V.-P., 2003. Timber Harvesting as a Part of the Portfolio Management: A Multiperiod Stochastic Optimisation Approach. *Management Science* 49 (1), 131-142.
- Heikkinen, V.-P. & Kanto, A., 2000. Market model with long-term effects - Empirical Evidence from Finnish forestry returns. *Silva Fennica* 34 (1), 61-69.
- Heikkinen, V.-P. & Kuosmanen, T., 2002. Stochastic Dominance Portfolio Analysis of Forestry Assets. Finance 0210002, Economics Working Paper Archive EconWPA..
- 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., Kirchlechner, P., Hahn, A., Knoke, T., Mujica, R., in press. Mixed species plantations in Southern Chile and the risk of timber price fluctuation. *European Journal of Forest Research*. DOI 10.1007/s10342-009-0284-4.
- Hirshleifer, J. & Riley, J.G., 2002. *The analytics of uncertainty and information*. Cambridge surveys of economic literature. Cambridge University Press.
- Holt, C.A. & Laury, S.K., 2002. Risk Aversion and Incentive Effects. *American Economic Review* 92, 1644-55.

- Hughes, W.R., 2000. Valuing a Forest as a Call Option: The Sale of Forestry Corporation of New Zealand. *Forest Science* 46(1), 32-39.
- Hull, J.C. 2009. *Options, Futures, and other Derivates*. 7th Edition. Pearson Education, New Jersey.
- Insley, M., 2002. A Real Options Approach to the Valuation of a Forestry Investment. *Journal of Environmental Economics and Management* 44, 471-492.
- Insley, M. & Lei, M., 2007. Hedges and Trees: Incorporating Fire Risk into Optimal Decisions in Forestry using a No-Arbitrage Approach. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 32 (3), 492-514.
- Insley, M. & Rollins, K., 2005. On solving the multirotational timber harvesting problem with stochastic prices: a linear complementary formulation. *American Journal of Agricultural Economics* 87 (3), 735-755.
- Jacobsen, J.B., 2007. The regeneration decision: a sequential two-option approach. *Canadian Journal of Forest Research* 37, 439-448.
- Jacobsen, J.B. & Thorsen, B.J., 2003. A Danish example of optimal thinning strategies in mixed-species forest under changing growth conditions caused by climate change. *Forest Ecology and Management* 180, 375-388.
- Kahneman, D. & Tversky, A. 1979. Prospect Theory: An Analysis of Decision under Risk. *Econometrica* 47, 313-327.
- Kangas, A. & Kangas, J., 2004. Probability, possibility and evidence: approaches to consider risk and uncertainty in forestry decision analysis. *Forest Policy and Economics* 6, 169-188.
- Kassar, I. & Lasserre, P., 2004. Species preservation and biodiversity value: a real options approach. *Journal of Environmental Economics and Management* 48, 857-879.
- Klemperer, W. D., 1996. *Forest Resource Economics and Finance*. McGraw-Hill Series in Forest Resources, McGraw-Hill, New York.
- Knight, F.H., 1921. *Risk, Uncertainty and Profit*, Houghton-Mifflin, Boston, MA (reissued by University of Chicago Press, Chicago, IL, 1971).
- Knoke, T., 2008. Mixed forests and finance - Methodological approaches. *Ecological Economics* 65, 590-601.
- 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. & Peter, R., 2002. Zum optimalen Zieldurchmesser bei fluktuierendem Holzpreis - eine Studie am Beispiel von Kiefern-Überhältern (*Pinus sylvestris* L.). *Allg. Forst- u. J. Ztg.* 173, 21-28.
- Knoke, T. & Seifert, T., 2008. Integrating selected ecological effects of mixed European beech - Norway spruce stands in bioeconomic modelling. *Ecological Modelling* 210, 487-498.
- Knoke, T. & Wurm, J., 2006. Mixed forests and a flexible harvest strategy: A problem for conventional risk analysis? *European Journal of Forest Research* 125, 303-315.
- 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., Hildebrandt P., Klein D., Mujica R., Moog M., Mosandl R. 2008. Financial compensation and uncertainty: Using mean-variance rule and stochastic dominance to derive conservation payments for secondary forests. *Canadian Journal of Forest Research* 38, 3033-3046.

- Knoke, T., Calvas, B., Aguirre, N., Román-Cuesta, R.M., Günter, S., Stimm, B., Weber, M., Mosandl, R., 2009a. Can tropical farmers reconcile subsistence needs with forest conservation? *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 548-554.
- Knoke, T., Weber, M., Barkmann, J., Pohle, P., Calvas, B., Medina, C., Aguirre, N., Günter, S., Stimm, B., Mosandl, R., Walter, F., Maza, B., Gerique, A., 2009. Effectiveness and distributional impacts of payments for reduced carbon emissions from deforestation. *Erdkunde* 63, 365-384.
- Kraus, A., & Litzenberger, R.H., 1976. Skewness preference and the valuation of risk assets. *Journal of Finance* 31, 1085-1100.
- Kruschwitz, L., 2009. *Investitionsrechnung*. 12th edition, R. Oldenburg, München, Wien.
- Kuosmanen, T., 2001. Stochastic Dominance Efficiency Tests under Diversification, Helsinki School of Economics and Business Administration, Working Paper W-283.
- Kuosmanen, T., 2004. Efficient Diversification According to Stochastic Dominance Criteria. *Management Science* 50 (10), 1390-1406.
- Lausti, A. & Penttinen, M., 1998. The Analysis of Return and Its Components of Non-industrial Private Forest Ownership by Forestry Board Districts in Finland. *Silva Fennica* 32 (1), 75–94.
- Lee, Y.L. & Rao, R.K.S., 1988. Mean Lower Partial Moment Valuation and Lognormally Distributed Returns. *Management Science* 34, 446-453.
- Leroux, A., Martin, V., Goeschl, T., 2009. Optimal conservation, extinction debt, and the augmented quasi-option value. *Journal of Environmental Economics and Management* 58 (1), 43-57.
- Leshno, M. & Levy, H., 2002. Preferred by “All” and Preferred by “most” Decision Makers: Almost Stochastic Dominance. *Management Science* 48 (8), 1074–1085.
- Levy, H., 1998. *Stochastic Dominance: Investment Decision Making under Uncertainty*. 1st edition, Springer, Berlin, 396 pp.
- Levy, H. & Markowitz, H., 1979. Approximating Expected Utility by a Function of Mean and Variance. *American Economic Review* 69, 308-317.
- Lien, G., Størdal, S., Hardaker, J.B., Asheim, L.J., 2007. Risk aversion and optimal forest replanting: A stochastic efficiency study. *European Journal of Operational Research* 181, 1584-1592.
- Liliehalm, R.J. & Reeves, L.H., 1991. Incorporating economic risk aversion in agroforestry planning. *Agroforestry Systems* 13, 63-71.
- Lönnstedt, L. & Svensson, J., 2000. Return and Risk in Timberland and Other Investment Alternatives for NIPF Owners. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15, 661-669.
- Lohmander, P., 1987. The economics of forest management under risk. Swedish University of Agricultural Sciences, Dept. of Forest Economics, Report 79, 1987 (Doctoral dissertation), 311p.
- Machina, M.J., 1982. "Expected Utility" Analysis without the Independence Axiom. *Econometrica* 50, 277-323.
- Malchow-Møller, N., Strange, N., Thorsen, B.J., 2004. Real-options aspects of adjacency constraints. *Forest Policy and Economics* 6, 261-270.
- Mandelbrot, B.B. & Hudson, R.L., 2005. *Fraktale und Finanzen: Märkte zwischen Risiko, Rendite und Ruin*. München, Piper, 448 pp.
- Markowitz, H., 1952. Portfolio Selection. *The Journal of Finance* 7, 77-91.
- McCarthy, M.A. & Lindenmayer, D.B., 2007. Info-Gap Decision Theory for Assessing the Management of Catchments for Timber Production and Urban Water Supply. *Environmental Management* 39, 553-562.

- McDonald-Madden, E., Baxter, P., Possingham, H., 2008. Making robust decisions for conservation with restricted money and knowledge. *Journal of Applied Ecology* 45, 1630-1638.
- Merton, R., 1973. Theory of Rational Option Pricing. *Bell Journal of Economics and Management Science* 4, 141-183.
- Merton, R., 1976. Option Pricing when Underlying Stock Returns Are Discontinuous. *Journal of Financial Economics* 3, 125-144.
- Mills, W. L., jr. & Hoover, W. L., 1982. Investment in Forest Land: Aspects of Risk and Diversification. *Land Economics* 58 (1), 33-51.
- Moilanen, A., Runge, M., Elith, J., Tyre, A., Carmel, Y., Fegraus, E., Wintle, B., Burgman, M., Ben-Haim, Y., 2006. Planning for robust reserve networks using uncertainty analysis. *Ecological Modelling* 199, 115-124.
- Moilanen, A. & Wintle, B., 2006. Uncertainty analysis favours selection of spatially aggregated reserve networks. *Biological Conservation* 129, 427-434.
- Morck, R., Schwartz, E., Stangeland, D., 1989. The valuation of forestry resources under stochastic prices and inventories. *Journal of Financial and Quantitative Analysis* 24, 473-487.
- Morgan, D., Abdallah, S., Lasserre, P., 2007. A Real Options Approach to Forest-Management Decision Making to Protect Caribou under the Threat of Extinction. *Ecology and Society* 13 (1), 27.
- Mulvey, J., Vanderbei, R., Zenios, S., 1995. Robust optimization of largescale systems, *Operations Research* 43, 264-281.
- Mun, J., 2006. *Real Options Analysis. Tools and Techniques for Valuing Strategic Investments and Decisions.* 2nd Edition, Wiley finance series, Hoboken.
- Myers, S., 1977. Determinants of Corporate Borrowing. *Journal of Financial Economics* 5, 147-175.
- Myers, S., 1984. Finance Theory and Financial Strategy, *Interfaces*, 14, 126-137.
- Natarajan, K., Pachamanova, D., Uichanco, J., 2008. Tractable Robust Expected Utility and Risk Models for Portfolio Optimization. RMI Working Paper No. 08/12.
- Natarajan, K., Pachamanova, D., Sim, M., 2009. Construction Risk Measures from Uncertainty Sets. *Operations Research* 57 (5), 1129-1141.
- Neumann von, J. & Morgenstern, O., 1944. *Theory of Games and Economic Behavior.* Princeton University Press, Princeton, N.J.. second edition, 1947; third edition 1953.
- Nichols, J. D., Bristow, M., Vanclay, J. K., 2006. Mixed-species plantations: Prospects and challenges. *Forest Ecology and Management* 233, 383-390.
- Olsen, R. & Terpstra, R., 1981. An Application of Capital Asset Pricing to the Spot Market for Softwood Logs in Oregon. *Forest Science* 27 (2), 215-223.
- Palma, C.D. & Nelson, J.D., 2009. A robust optimization approach protected harvest scheduling decisions against uncertainty. *Canadian Journal of Forest Research* 39, 342-355.
- Penttinen, M. & Lausti, A., 2004. The Competitiveness and Return Components of NIPF Ownership in Finland. *The Finnish Journal of Business Economics, Special Edition* 2/2004.
- Plantinga, A., 1998. The Optimal Timber Rotation: An Option Value Approach. *Forest Science* 44(2), 192-202.
- Post, T., 2001. Testing for Stochastic Dominance with Diversification Possibilities, Erasmus Research Institute of Management (ERIM), Discussion Paper 117.
- Post, T., 2003. Empirical Tests for Stochastic Dominance Efficiency. *Journal of Finance* 58 (5), 1905-1931.

- Post, T. & Levy, H. 2005. Does Risk Seeking Drive Stock Prices? A Stochastic Dominance Analysis of Aggregate Investor Preferences and Beliefs, *Review of Financial Studies* 18, 925-953.
- Post, T. & van Vliet, P., 2006. Downside risk and asset pricing. *Journal of Banking and Finance* 30, 823-849.
- Post, T. & Versijp, P., 2007. Multivariate tests for stochastic dominance efficiency of a given portfolio. *Journal of Financial and Quantitative Analysis* 42 (2), 489-515.
- Pratt, J. W., 1964. Risk Aversion in the Small and in the Large. *Econometrica* 32, 122-136.
- Pratt, J.W. & Zeckhauser, R.J., 1987. Proper Risk Aversion. *Econometrica* 55, 143-154.
- Ramirez, O. A., Somarriba, E., Ludewigs, T., Ferreira, P., 2001. Financial returns, stability and risk of cacao-plantain-timber agroforestry systems in Central America. *Agroforestry Systems* 51, 141–154.
- Ramsey, F.P., 1931. Truth and Probability. In: Ramsey, F.P. (Ed.). *The Foundations of Mathematics and Other Logical Essays*. Harcourt, Brace and Co., New York. Reprinted in H.E. Kyburg and H.E. Smokler (Eds.). *Studies in Subjective Probability*, Wiley, New York. 1964, 61-92.
- Redmont, C. & Cubbage, F., 1988. Portfolio Risk and Returns from Timber Asset Investments. *Land Economics* 64 (4), 325-337.
- Reed, W., 1993. The decision to conserve or harvest old-growth forest. *Ecological Economics* 8, 45-49.
- Reed, W.J. & Clarke, H.R. 1990. Harvest decisions and asset valuation for biological resources exhibiting size-dependent stochastic growth. *International Economic Review* 31, 147-169.
- Reeves, L. H. & Haight, R. G., 2000. Timber harvest scheduling with price uncertainty using Markowitz portfolio optimization. *Annals of Operations Research* 95, 229-250.
- Regan, H.M., Ben-Haim, Y., Langford, B., Wilson, W.G., et al., 2005. Robust decision making under severe uncertainty for conservation management. *Ecological Applications* 15, 1471-1477.
- Rocha, A., Moreira, A., Reis, E., Carvalho, L., 2006. The market value of forest concessions in the Brazilian Amazon: a Real Option approach. *Forest Policy and Economics* 8 (2), 149-160.
- Saphores, J.-D., 2003. Harvesting a renewable resource under uncertainty. *Journal of Economic Dynamics and Control* 28 (3), 509-529.
- Savage, L.J., 1954. *The Foundations of Statistics*. New York, Wiley.
- Schatzki, T., 2003. Options, uncertainty and sunk costs: an empirical analysis of land use change. *Journal of Environmental Economics and Management* 46, 86-105.
- Shaffer, R.M., 1984. Valuation of Certain Long-Term Timber Cutting Contracts. *Forest Science* 30, 774-787.
- Sharpe, W.F., 1964. Capital asset prices: a theory of market equilibrium under conditions of risk. *Journal of Finance* 14, 425-442.
- Sharpe, W.F., 1966. Mutual fund performance. *The Journal of Business* 39, 119-138.
- Sniedovich, M., 2007. The art and science of modeling decision-making under severe uncertainty. *Decision-making in Manufacturing and Services* 1, 111-136.
- Sniedovich, M., 2010. A bird's view of info-gap decision theory. *The Journal of Risk Finance* 11 (3), 268-283.
- Soyster, A.L., 1973. Convex programming with set-inclusive constraints and applications to inexact linear programming. *Operations Research* 21, 1154-1157.

- Spremann, K., 2010. *Wirtschaft, Investition und Finanzierung*. 6th edition, Oldenburg, München, Wien.
- Spremann, K. & Kotz, R., 1981. Risk-aversion and mixing. *Journal of Economics* 41 (3-4), 307-332.
- Starmer, C., 2000. Developments in non-expected utility theory: The hunt for a descriptive theory of choice under risk. *Journal of Economic Literature* 38, 332-382.
- Thomson, T.A., 1989. Evaluating some financial uncertainties of tree improvement using the capital asset pricing model and dominance analysis. *Canadian Journal of Forest Research* 19 (11), 1380–1388.
- Thomson, T.A., 1991. Efficient Combinations of Timber and Financial Market Investments in Single-Period and Multiperiod Portfolios. *Forest Science* 37, 461-480.
- Thomson, T.A., 1992. Optimal forest rotation when prices follow a diffusion process. *Land Economics* 68, 329-342.
- Thomson, T.A., 1997. Long-Term Portfolio Returns from Timber and Financial Assets. *Journal of Real Estate Portfolio Management* 3, 57-73.
- Thorsen, B.J., 1999. Afforestation as a Real Option: Some Policy Implications. *Forest Science* 45(2), 171-178.
- Trigeorgis, L., 2004, *Real Options: Managerial Flexibility and Strategy in Resource Allocation*. Cambridge, MA: The MIT Press.
- Wagner, J. & Rideout, D., 1991. Evaluating Forest Management Investments: The Capital Asset Pricing Model and the Income Growth Model. *Forest Science* 37 (6), 1591-1604.
- Wagner, J. & Rideout, D., 1992. The stability of the capital asset pricing model's parameters in analyzing forest investments. *Canadian Journal of Forest Research* 22, 1639-1645.
- Wang, S.S. & Young, V.R., 1998. Ordering risks: Expected utility theory versus Yaari's dual theory of risk. *Insurance: Mathematics and Economics* 22, 145-161.
- Weber, M.-W., 2002. *Portefeuille- und Optionspreis-Theorie und forstliche Entscheidungen*. Schriften zur Forstökonomie Band 23. Frankfurt a.M.: Sauerländer's.
- Weikard, H.P., 2003. On the Quasi-Option Value of Biodiversity and Conservation. In: Wesseler, L., Weikard, H.P., Weaver, R. (Eds.), *Risk and Uncertainty in Environmental Economics*. Edward Elgar, Cheltenham.
- Wenner, F. von Murten, 2002. *Determination of Risk Aversion and Moment-Preferences: A Comparison of Econometric models*; Dissertation der Universität St.Gallen, Hochschule für Wirtschafts-, Rechts- und Sozialwissenschaften (HSG); Bamberg, 2002.
- Whitmore, G.A., 1970. Third-degree stochastic dominance. *American Economic Review* 60, 457-459.
- Wippermann, C. & Möhring, B., 2001. Exemplarische Anwendung der Portfeuilletheorie zur Analyse eines forstlichen Investments. *Forst und Holz* 56, 267-272.
- Yaari, M.E., 1987. The dual theory of choice under risk. *Econometrica* 55, 95-115.
- Yap, R., 2004. Option valuation of Philippine forest plantation leases. *Environment and Development Economics* 9, 315-333.
- Yin, R., 2001. Combining Forest-Level Analysis with Options Valuation Approach - A New Framework for Assessing Forestry Investment. *Forest Science* 47(4), 475-483.
- Yin, R., & Newman, D., 1995. A Note on the Tree Cutting Problem in the Stochastic Environment. *Journal of Forest Economics* 1, 181-90.

- Yin, R. & Newman, D.H., 1996. The Effect of Catastrophic Risk on Forest Investment Decisions. *Journal of Environmental Economics and Management* 31, 186-197.
- Yoshimoto, A., 2002. Stochastic Control Modeling for Forest Stand Management under Uncertain Price Dynamics through Geometric Brownian Motion. *Journal of Forest Research* 7, 81-90.
- Yoshimoto, A. & Shoji, I., 1998. Searching for an optimal rotation age for forest stand management under stochastic log prices. *European Journal of Operational Research* 105, 100-112.
- Zadeh, L.A., 1965. Fuzzy sets. *Information Control* 8, 338-353.
- Zinkhan, F.C., 1991. Option Pricing and Timberland's Land-Use Conversion Option. *Land Economics* 67 (3), 317-325.
- Zinkhan, F.C., 1995. Forest economics: the management of options and values. *Journal of Forestry* 93(1), 25-29.
- Zinkhan, F.C. & Cabbage, F.W., 2003. Financial Analysis of Timber Investments. In: Sills, E.O. and Abt, Karen Lee (eds.). *Forests in a Market Economy. Forestry Sciences* 72. Dordrecht, Boston, London: Kluwer: 77-95.
- Zinkhan, F.C., Sizemore, W.R., Mason, G., Ebner, J., 1992. *Timberland Investments*, Timber Press, Portland, OR, 208 pp.
- Zimmermann, H.-J., 2000. An application-oriented view of modeling uncertainty. *European Journal of Operational Research* 122, 190-198.

Publikation 2

Knoke, T., Hildebrandt, P., Klein, D., Mujica, R., Moog, M., Mosandl, R., 2008. Financial compensation and uncertainty: using mean-variance rule and stochastic dominance to derive conservation payments for secondary forests.

Canadian Journal of Forest Research 38, 3033-3046.

© 2008 NRC Canada or its licensors. Reproduced with permission.

**FINANCIAL COMPENSATION AND UNCERTAINTY:
USING MEAN-VARIANCE RULE AND STOCHASTIC DOMINANCE TO
DERIVE CONSERVATION PAYMENTS FOR SECONDARY FORESTS**

Thomas Knoke¹, Patrick Hildebrandt¹, Daniel Klein², Rodrigo Mujica³, Martin Moog⁴,
Reinhard Mosandl⁵

¹Institute of Forest Management, Center of Life and Food Sciences Weihenstephan, Technische Universität München, Am Hochanger 13, 85354 Freising, Germany, knoke@forst.tumuenchen.de

²Internationales Institut für Wald und Holz, Westfälische Wilhelms-Universität Münster, Robert-Koch-Str. 26, 48149 Münster, Germany, daniel.klein@wald-zentrum.de

³Instituto Forestal, INFOR, Casilla 385, Valdivia, Chile, rmujica@infor.cl.

⁴Institute of Forest Economics, Technische Universität München, Am Hochanger 13, 85354 Freising, Germany, moog@fw.tum.de

⁵Institute of Silviculture, Center of Life and Food Sciences Weihenstephan, Technische Universität München, Am Hochanger 13, 85354 Freising, Germany, mosandl@forst.tumuenchen.de

Corresponding author: Thomas Knoke, tel.: (0049) 8161 714700; fax: (0049) 8161 714616;
e-mail: knoke@forst.tu-muenchen.de

Correspondence address: Dr. Thomas Knoke, Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising, Germany

Abstract: The expected opportunity costs of maintaining a land use to be conserved are usually considered adequate as financial compensation. In contrast, auction theory rather expects a “conservation premium”. Discussing various opportunities to derive compensation under uncertainty and possible excess compensation over the average opportunity costs is the aim of this paper.

Based on cumulative distribution functions of possible opportunity costs (Douglas fir was considered the alternative to a Chilean secondary forest), generated by means of Monte-Carlo simulations, we derived an inclusive range of possible compensations from 77 up to 376 US\$/ha/yr. Assuming both alternatives mutually exclusive, a compensation of 376 US\$/ha/yr was necessary to convince every nonsatiated decision-maker to maintain the secondary forest. However, only 77 US\$/ha/yr was great enough for a risk-averse decision-maker (given average opportunity costs of 113 US\$/ha/yr). Yet, it turned out that even the greatest possible opportunity costs would be already compensated with 199 US\$/ha/yr, given an error probability of 0.05. Compensating the last 5 % of possible opportunity costs would thus require additional 175 US\$/ha/yr.

Among the limitations of our approach is the assumption of mutually exclusive alternatives. This means ignorance of different systematic risks of the alternatives compared. Possible effects of limitations are discussed.

Keywords: Conservation, financial uncertainty, mean-variance, stochastic dominance, Nothofagus species, Douglas fir

1. Introduction

Secondary forests provide a wide array of goods and services to society (Wright, 2005; FAO, 2005). The forests not only produce fuel, charcoal, fibre and construction wood but also contribute particularly to biodiversity conservation while disburdening primary forests, serving as corridors for the migration of flora and fauna in fragmented landscapes and maintaining genetic resources of plants and animals (FAO, 2005). Yet, from the perspective of their owners, secondary forests often have little value. Many forest owners do not know how to manage these forests and therefore are not able to obtain significant income from the secondary forests. As a consequence, deforestation or replacement of native species by exotic ones is a worldwide phenomenon (FAO, 2005).

Financial compensation for the maintenance of secondary forests might be a solution for the problem. Either the difference in net present value (NPV) or in the equivalent yearly financial payment (annuity) is considered an adequate financial compensation (e.g. Möhring and Rüping, in press). Following this perspective, the opportunity costs of maintaining the land to be conserved should be compensated.

However, from our perspective effective conservation payments must fulfil two requirements, which are not necessarily reflected by the average expected opportunity costs. On the one hand, they should be great enough to convince forest owners holding secondary forests. Compensating opportunity costs would make risk-neutral decision-makers only indifferent between holding secondary forests and the more attractive land use. Unnecessary great compensation should, on the other hand, be avoided.

An adequate technique to achieve these requirements is conservation auctioning (Latacz-Lohmann and Van der Hamsvoort, 1997), which uses a market mechanism to find effective compensation. In conservation auctioning, landowners offer conservation while expressing the minimum required compensation with their bids. Yet, the expected opportunity costs represent only a lower limit which has to be compensated in any case (at least under risk-neutrality) and models on optimal bidding behavior in conservation auctioning contain a “conservation premium”. Rousseau and Moons (in press) together with Latacz-Lohmann and Van der Hamsvoort (1997) assume that bidders are able to achieve compensation greater

than the expected opportunity costs because of the given asymmetry of information. According to these authors, bidders earn an information rent as a result of their private information about their true individual opportunity costs, which are not known in detail by the conservation program administration (Latacz-Lohmann and Van der Hamsvoort, 1997). Conservation auctions are, however, not always possible but the existing results make evident that compensating the expected opportunity costs will often not be enough to provide an incentive for landowners to maintain the land area to be conserved.

As a second aspect, the uncertainty involved with the compared land use options may play an important role. The dominating practice in deriving compensation is to ignore uncertainty. Benitez et al. (2006) clearly showed that this fact may lead to serious underestimation of compensation, which as a consequence would likely prove ineffective as a conservation policy.

Finally it is important to note that assuming risk-avoidance, as Benitez et al. (2006) have done, will exclude some decision-makers. It is well known that risk preferences are often neither constant over time nor for various types of decisions (Post and van Vliet, 2006). Rather preferences may change with the type of decision to be made. The uncertainty involved with maintaining the conservation land management bears the risk of unexpectedly great opportunity costs. Either the preferred option could have achieved a much greater than expected NPV or a presently unknown higher value option could be found during the usually long time period of conservation contracts. Some forest owners may therefore require compensation for these forgone opportunities (highest value options) when accepting the conservation option. To convince such persons, for whom the optimistic opportunities that can be involved with uncertainty are important, compensation must address their uncertainty-appreciating attitude in this special case.

It will be necessary to further develop methodology and modelling techniques to provide detailed information on possible compensation if an effective conservation policy is to be established. This would also diminish the information asymmetry between forest owners and conservation demanding organisations in potential conservation auctioning. To provide possible approaches for modelling the necessary financial information, our paper will be guided by the following questions:

How can effective compensations be derived for forest owners with various model approaches and attitudes in decision-making (chapter 2)?

What can the possible range of opportunity costs be when maintaining a secondary forest instead of conversion into a Douglas fir plantation (chapters 3 and 4)?

2. Methodological approaches

2.1. Compensation in a world without uncertainty

Assume y to be the NPV of different types of mutually exclusive land uses and a yearly payment, a , to be the corresponding annuity either for a financially attractive land use (y_a, a_a), e.g. growing an exotic tree species, or a land use to be conserved (y_c, a_c), e.g. an environmentally desired secondary forest. To compute compensation c that makes both types of land uses equally advantageous from a financial point of view, we can write:

$$comp_{total} = y_a - y_c$$

$$comp_{yearly} = a_a - a_c$$

$$y_a = \sum_{t=0}^{T_a} n_{a,t} \cdot q^{-t}$$

$$y_c = \sum_{t=0}^{T_c} n_{c,t} \cdot q^{-t}$$

$$a_a = y_a * \frac{(q-1) \cdot q^{T_a}}{q^{T_a} - 1} \quad (1)$$

$$a_c = y_c * \frac{(q-1) \cdot q^{T_c}}{q^{T_c} - 1}$$

$$T_a = T_c$$

$$q = (1 + r)$$

$$q \neq 1$$

with $comp_{total}$ as a compensation in one amount, $comp_{yearly}$ as a yearly compensation payment, T_a and T_c as the considered time periods, $n_{a,t}$ and $n_{c,t}$ as the regarding net revenue

flows at time t and r as the discount rate, chosen as the internal rate of return of the best acceptable alternative. The compensation payments c_{total} or c_{yearly} would compensate the expected opportunity costs when maintaining the land use to be conserved. This compensation causes a decision-maker to be indifferent between accepting the conservation payment and the financially attractive land use. In other words: It is the least acceptable compensation under certain circumstances. The latter assumption of certainty is, although often made, obviously not realistic.

2.2. Compensating a risk-averse forest owner in a Mean-Variance world

Risk-neutrality is normally not expected from farmers (e.g., Latacz-Lohmann and Van der Hamsvoort, 1997) or forest owners (e.g., Knoke et al., 2005). Rather risk-avoidance would be an adequate assumption. Given a risk-avoiding behavior, we have to estimate not only the NPV but also the financial risk of the land use options. In financial theory, risk is mostly measured in terms of the standard deviation or variance. From a risk-averting attitude, it follows that decision-makers would demand a more than proportionally increased NPV to accept an additional unit of risk (risk-premium). Under risk-avoidance, various combinations of NPV and risk may generate an identical utility, because a reduced risk may compensate lesser NPV and vice-versa. Such combinations of NPV and risk which lead to the same utility are conventionally depicted by means of indifference curves (Figure 1), within a graph on NPV and risk (μ - σ -diagram).

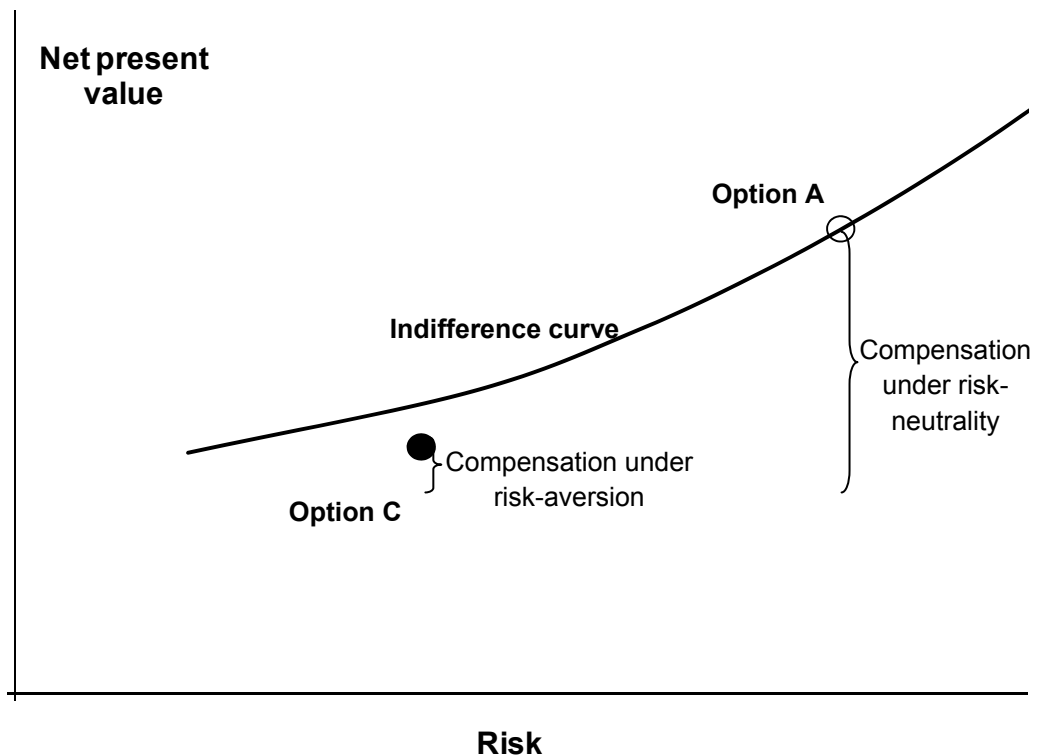


Figure 1. Indifference curve for combinations of financial return and risk leading to an equal utility and financial return and risk of two alternative land use options.

While option C (land use to be conserved) may be characterised by low NPV and risk, let option A (financially more attractive alternative) be more profitable but also more risky. As we already said, the expected opportunity costs induced by maintaining C may be compensated according to (1), when excluding aspects of risk. However, the risk-averting decider, by theory, would accept a smaller compensation. For him/her, it would be sufficient to compensate an amount which moves C upon the level of the indifference curve (Figure 1). This amount is smaller when compared to the expected opportunity costs. A smaller compensation is justified by the fact that a risk-averting decider would appreciate a compensation paid with certainty, while any forest management would be involved with risk.

For computational convenience, the differences in certainty equivalents, CE, between the compared options may be calculated to receive an adequate compensation, with CE resulting from (2). Note that (2) reduces the maximisation of expected utility to only two moments of the NPV distribution, namely the expected value (mean) of financial return and its variance. Equation (2) is therefore often called mean-variance rule (MV).

$$CE = E[y] - \frac{\gamma}{I} \cdot \frac{Var_y}{2}$$

and for the purpose of compensation: (2)

$$comp = CE_a - CE_c = E[(y_a - y_c)] - \frac{\gamma}{2I} \cdot (Var_a - Var_c)$$

with CE as the value of an investment option after adjusting to risk, E[.] as the expected or average value, $\frac{\gamma}{I}$ as a constant quantifying the absolute degree of risk-aversion, for which Spremann (1996) suggests using the initial income I to estimate this constant and considering a value for the relative risk aversion γ of 1 to characterize moderate risk-aversion, and Var_y, Var_c, Var_a as variances of NPVs as measures of uncertainty. In Eq. 2, a risk-free discount rate is applied to compute NPV, because risk is accounted for by a penalty proportional to the variance of NPV.

Maximising the certainty equivalent expresses the willingness even to partly renounce NPV in order to achieve lower risk, a fact that insurance companies utilise. Considering this type of risk-aversion as relevant for compensation principally means smaller compensation when compared to the situation of certainty or risk-neutrality. However, if the option to be conserved shows greater risk than the more attractive land use, the decision-maker will require greater compensation as under assuming certainty, because not only the expected opportunity costs are to be taken but also an increased risk. The latter situation will call for a risk-premium.

The demonstrated decision rule would maximise individual expected utility. It requires the specification of a utility function, a negative exponential utility curve in our example, and assumes normality of NPV distributions. These assumptions have exposed MV decision-making, as a so called “parametric” rule, to criticism.

2.3. Compensating a risk-averse forest owner in a world of Stochastic Dominance

As a method alternative to MV optimisation, Benitez et al. (2006) suggested to use the more general criterion of Stochastic Dominance (SD) to consider risk for conservation payments,

namely the criteria of First (FSD) or Second Order Stochastic Dominance (SSD). SD provides a criterion for decision-making in uncertain circumstances and has already been proposed and defined by Hadar and Russell (1969). They pointed out that expected utility is, in general, a function of all the moments of the probability distribution of NPV. That means that rules considering only two moments for the comparison of alternatives, like for example the MV-rule, are only valid for a limited number of utility functions. Using the whole distribution function would thus be a more general method. As a limitation of stochastic dominance it can be seen that mutually exclusive options have to be considered (Levy, 1998), unless joint distribution functions for diversified investments are simulated as done by Benitez et al. (2006), which, however, can be challenging when based on empirical data.

In contrast to FSD, the criterion of SSD assumes risk-aversion and is thus explained here, while FSD is introduced later. Besides the attitude of risk-avoidance, SSD assumes the deciding person to prefer greater NPV compared to lower in general (nonsatiation). Risk-avoidance is expressed by the assumption that among two options with the same NPV, the one with lower risk is chosen. Formally, an option with a cumulative density function (CDF), A, dominates over the alternative, C, according to SSD if Eq. 3 holds (e.g. Kuosmanen, 2004):

$$\int_{-\infty}^y C(z)dz \geq \int_{-\infty}^y A(z)dz \quad \forall y \in Z \quad (3)$$

with at least one strict inequality, C(z) as well as A(z), as the CDFs and Z as the set of possible NPVs. Note that this definition of risk-aversion is different from risk-aversion under MV. Given the maximisation of the certainty equivalent by the MV-rule, it is possible that a low-risk but also low-NPV option dominates over an option with greater NPV. This is not possible under SSD. Given SSD, the dominating option must have at least an expected NPV as great as the alternative.

Eq. 3 means that SSD of option A over B is given if the area below the CDF of option A is less than or equal to that of the CDF of option C for every financial return, y. In at least one case, the area below A must be smaller than the area below C.

According to this rule, an adequate compensation must ensure SSD of the secondary forest (NPV of secondary forest plus compensation) over the exotic tree plantation. Consequently,

the compensation must be great enough to make sure that the area below the CDF of the secondary forest is not greater than that of the exotic tree species' CDF for every NPV and at least in one case, it must be smaller. That means that our compensation must assure the integral of the differences of both distributions to be at least zero or positive from minus infinite to every possible NPV, y (Ott, 2005). Note that in the case of SSD the conservation payment will only be greater than the expected opportunity costs if the secondary forest shows a greater risk than the alternative. In this case, the difference between the compensation assuring SSD and the expected opportunity costs is the required risk premium.

As a hypothetical example, assume normally distributed NPVs and an option to be conserved, C, with an average NPV of 80 US\$ and a standard deviation of ± 30 . Let the more attractive and alternative option considered be A, involved with an average NPV of 100 US\$ and a standard deviation of ± 20 . For this case, the average expected opportunity cost of maintaining C is 20 US\$. However, the compensation to ensure the dominance of option C over A according to SSD must be 65 US\$, since the option to be conserved is more risky than the one which is financially more attractive. Testing various compensations iteratively it can be shown that a compensation of 65 US\$ is the smallest amount which makes sure that the area below the CDF of C is not greater than that below the CDF of A, even for the very left tail of the NPV distribution (Figure 2). This compensation thus makes sure that Eq. 3 holds now if C and A change places, letting C dominate over A according to SSD. Consequently, the conservation payment has to contain a risk premium of 45 US\$ to be effective according to SSD.

Assume now ± 15 as the standard deviation of option C. Herewith, option C is less risky compared with A and its minimum NPV is supposed to be greater than that of A. In this case, a compensation of 20 US\$ would be sufficient to let C dominate A under SSD (Figure 3). That means that compensating the average expected opportunity costs would be great enough to ensure the acceptance of C. In summary, we can say that the average expected opportunity costs of maintaining the option to be conserved would be an adequate compensation under SSD, if the land is to be conserved, is less risky than the more attractive alternative.

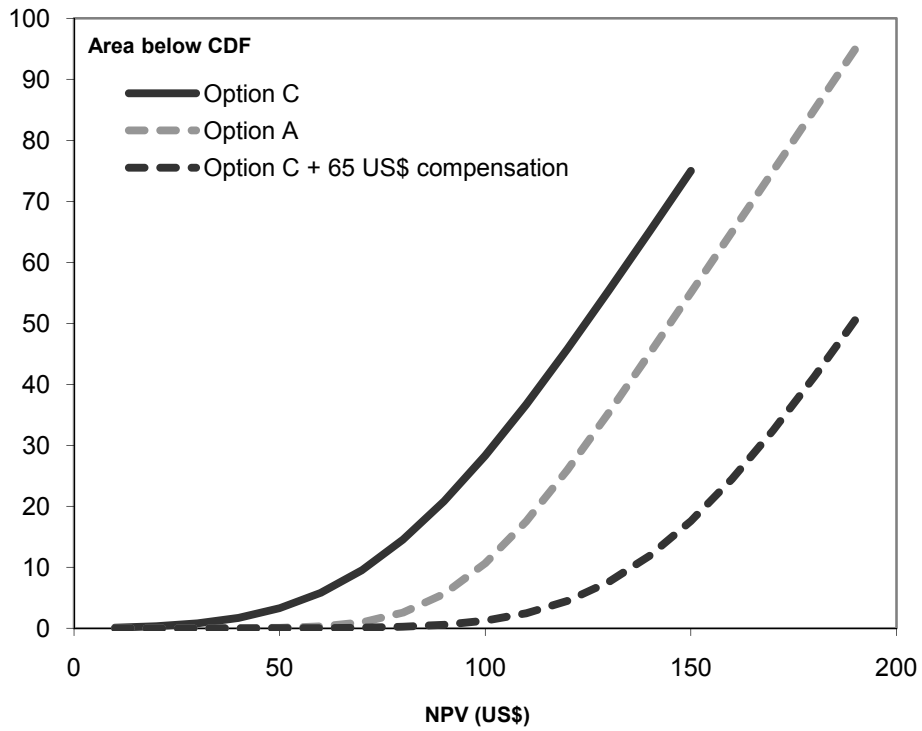


Figure 2. Achieving Second Order Stochastic Dominance of option C over option A when C shows greater risk than A.

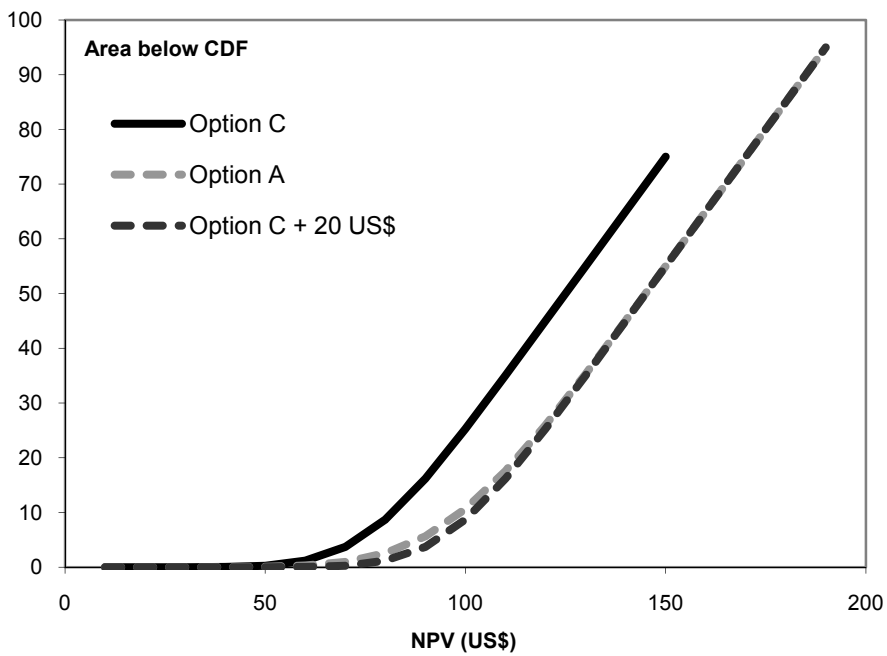


Figure 3. Achieving Second Order Stochastic Dominance of option C over option A when C shows smaller risk than A.

2.4. Compensating a forest owner considering systematic risks

Up till now we have compared mutually exclusive investment options which are independent from one another and from other investments. No effects of possible risk compensations, well known as diversification effects, have been considered. However, in investment decision-making it is particularly interesting whether at all and if, how risks depend from another and how the aggregated risks of diversified portfolios behave. Based on the theory of optimal portfolio selection (Markowitz, 1952), Sharpe (1964) and other authors have developed the Capital Asset Pricing Model (CAPM) as the so far best established model of capital markets (Kruschwitz, 2005). CAPM considers the interrelation of single investment risks with market risks by β -coefficients. The market would formally be represented by a portfolio of perfectly diversified of all available, risky investments. CAPM assumes risk-avoiding investors and claims a market risk-premium over a risk-free return from any considered risky investment, j . The risk-premium depends on the systematic risk of the regarding investment relative to the market risk, represented by its β -coefficient. The main principle result of the CAPM model concerning our problem is that the net revenue flows of every risky investment have to be discounted with an individual, risk-adjusted discount rate. Formally, the calculation of NPVs and adequate compensation could be carried out according to Eq. 4:

$$y_j = -I_{j0} + \sum_{t=0}^{T_j} \frac{E[NRF_{j,t}]}{(1 + r_{j,radj})^t}$$

with

$$r_{j,radj} = r_f + (E[r_m] - r_f) \cdot \beta_j$$

$$\beta_j = \frac{Cov[r_m, r_j]}{Var[r_m]}$$

and (4)

$j = a \text{ or } c$

$$comp = y_a - y_c$$

with I_{j0} as initial investment, $NRF_{j,t}$ as uncertain net revenue flows, r_{radj} as the individual risk-adjusted discount rate, r_f as risk-free discount rate, r_m as uncertain return of the market portfolio and β_j as a coefficient indicating the systematic risk of investment j relative to the market risk. Cov and Var denote covariance and variance.

However, with the implementation of Eq. 4 we would face several problems. We have to consider more than one period in our forestry examples that consider chains of net revenue flows over 35 years (explanation below). CAPM, however, knows only the periods $t=0$ and $t=1$. It would be particularly hard to estimate β_j adequately for our long-term options, even if historical data would exist. The distributions of profitability, computed as internal rates of return (IRR) of our both investment options, as well as those of the market returns, calculated over the same period, had to be estimated. Here the problem arises on the definition of profitability for the case of more than one period. It is unclear how to estimate adequate internal rates of return over more than one period, given the fundamental critique on IRR-concepts that evaluate chains of net revenue flows distributed over time (e.g. Kruschwitz, 2005), with possibly ambiguous results among the limitations. Although a very interesting approach, we decided not to compute compensation according to Eq. 4, because of methodological and empirical problems. We accepted the bias of our consideration arising from the ignorance of systematic risks and will discuss possible consequences.

2.5. Compensating a forest owner without information on risk-preferences

Here we turn back to the case of mutually exclusive options, which is easier to handle for us. By theory, every nonsatiated decision-maker with a nondecreasing utility function would prefer an alternative which dominates according to FSD. Given this definition, it is clear that FSD needs (almost) no assumptions on risk-attitude or utility function of the decision-maker. To fulfill the dominance criterion according to FSD, the CDF of possible NPVs of alternative options must not intersect. Let $A(y)$ be the CDF of the more attractive land use and $C(y)$ of the one to be conserved, then $A(y)$ dominates $C(y)$ if Eq. 5 holds:

$$C(y) \geq A(y) \quad \forall y \in Z \quad (5)$$

with at least one strict inequality and Z as the set of possible NPVs. That means that the CDF of the dominating option, A , is smaller at least for one NPV. For all other NPVs, the CDF of A must not be greater than the CDF of the alternative option C .

To make sure that every rational decider would accept the secondary forest option under our assumptions, we would therefore compute a compensation which secures FSD over the financially more attractive alternative. It is clear that this compensation may be greater than the pure expected opportunity costs, if the NPV volatility of the secondary forest is either less or greater than that of the alternative. Given FSD and a smaller or greater NPV volatility of the secondary forest, compensation is derived from the differences between minimum or maximum financial returns. The choice depends on which difference is greater.

As an example, assume an option C with an expected NPV of 80 US\$, a standard deviation of approximately normal distributed NPVs ± 10 and a maximum of 130 US\$. Let the financially more attractive land use A show an average expected NPV of 100 US\$, a standard deviation of ± 20 and a maximum of 200 US\$ (Figure 4). The expected opportunity costs are therefore 20 US\$ as in the example before.

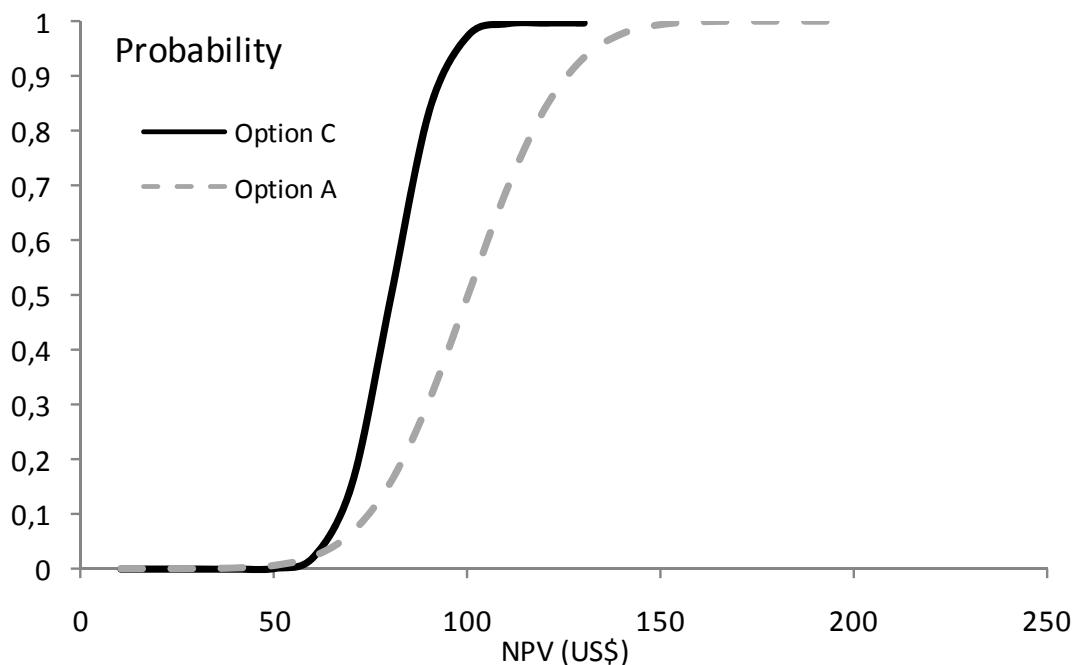


Figure 4. Cumulative distribution functions for two land use alternatives compared according to First Order Stochastic Dominance.

To secure FSD of C over A we need compensation of 70 US\$, since this is the difference of maximum NPVs of both options. The difference of minimum NPVs is not relevant for our example, because the minimum NPV of C is even greater than the minimum of A. Consequently 70 US\$ is the least compensation ensuring FSD of C over A.

3. Data for comparing a Chilean secondary forest with a Douglas fir plantation

A financial comparison of managing an exemplary Chilean secondary forest (option C) and establishing a plantation with Douglas fir as a financially attractive exotic tree species (option A) follows under Chapter 4. Data acquisition and simulations to generate further information are described in this section.

Secondary forest

To obtain financial data for the secondary forest, the so called “Pemehue forest”, located on the border between the VIII and IX region in Central Chile was investigated (Hildebrandt and Klein, 2005). The “Pemehue forest” was already described in the German literature (Neipperg and Hohenlohe, 2001). Hildebrandt and Klein (2005) surveyed 267 ha of secondary forests in the lower altitudes of the forest. Here the forest vegetation (forest community “Roble-Rauli-Coigüe”¹³) is representative of a forest type ranging between 360 and 400 south at altitudes between 100 and 1,000 m a.s.l. (Donoso, 1994). A field survey, based on 135 sample plots, provided quantitative data on the current forest condition (for details see Appendix A).

Growth projections for the secondary forest resulted from diameter increment curves parameterised by means of the data measured on increment cores (Appendix A). To obtain information on sustainable financial return of the secondary forest, the model of a fully regulated forest was applied. We assumed a rotation of 40 years and ignored thinnings so that the annual financial return of our fully regulated secondary forest of 40 ha was completely provided by harvesting 1 ha of a 40-year-old secondary forest stand every year. Note that

¹³ Roble: *Nothofagus obliqua*; Rauli: *Nothofagus alpina*; Coigüe: *Nothofagus dombeyi*.

this harvesting need not necessarily be carried out in one block. Rather, harvesting several groups or single trees, for which the growing space would sum up to 1 ha was assumed.

To achieve the financial parameters of such fully regulated secondary forest, we projected the current annual value growth depending on stand age and summed the yearly values over 40 years to estimate the standing value of a 40-year old stand. For this estimation, we ignored mortality on the one hand but valued the timber very cautiously on the other hand so that we obtained rather conservative but nevertheless realistic financial results for the secondary forest.

In order to generate information on the current value growth, the trees, for which growth projections were carried out, were valued at the beginning and the end of the growth period of one year (see Appendix B). The simulated current annual value growth for each of the 135 plots served to parameterise a regression curve on the current estimated value increment depending on the age of the secondary forest stand (Eq. 6).

$$\ln(ci_{value,age}) = 4.7859 - 856.7300 \cdot age^{-3} - 0.0907 \cdot age^{0.7} \pm 0.628$$

$$(0.2043) \quad (82.1492) \quad (0.0138) \quad (6)$$

$$V_T = \sum_{age=0}^T ci_{value,age}$$

with $\ln(ci_{value,age})$ as the natural logarithm of the current annual value increment and V_T as the stand value, depending on the rotation T . We obtained an r-square of 0.5; standard errors of parameters are given in parentheses. The value of ± 0.628 denotes the root mean square error (RMSE), i.e. the dispersion not explained by the model.

This method resulted in a monetary value of a secondary forest stand of 1,433 US\$/ha at an age of 40 years (Figure 5).

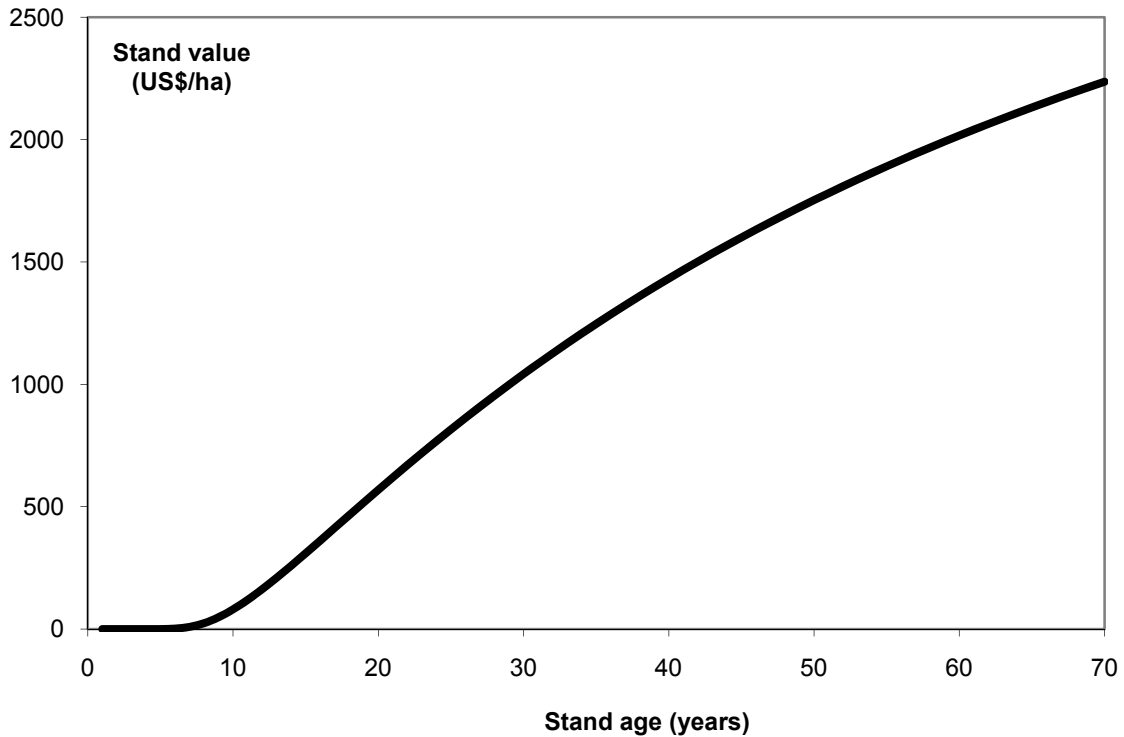


Figure 5. Value of standing timber in a secondary forest stand.

The error term of Eq. 6 (± 0.628) served to simulate the uncertainty involved with the management of the secondary forest. During 1000 repeated Monte-Carlo-simulations (MCS), each estimated average annual value growth was predicted by the following equation 7:

$$ai_{value,T} = \frac{v_T \cdot e^{random}}{40} \quad (7)$$

$$random = N(0,0.628)$$

with $ai_{value,T}$ as the average annual value increment, e as Euler's figure and $N(0,0.628)$ as a normally distributed error term with a mean of zero and a standard deviation of ± 0.628 . Eq. 7 led to log normally-distributed average annual value growths. Besides the stochastic variation in the estimated value growth for the "Pemehue forest", the standard deviation of past timber prices achieved for *Nothofagus* species in Chile was considered during MCS.

Douglas fir plantation

The calculation of the financial return for Douglas fir was based on thorough calculations of Cabrera (2004) and supplemented by data collected at the Instituto Forestal Valdivia (INFOR)

(Table 1). Additional to the net revenue flows for the Douglas fir plantation, the conversion of the secondary forest would result in an initial positive net revenue of 614 US\$/ha. This amount is the average value of the standing timber volume in a fully regulated secondary forest, as simulated for this study. It was seen as a positive net revenue flow of establishing a plantation with Douglas fir.

Table 1. Net revenues of the Douglas fir plantation (according to Cabrera, 2004, with alterations).

Age (years)	Activity	Net revenue flow (US\$/ha)	Standard deviation
0	Harvesting secondary forest	614	*
0	Establishment	-540	248
1	Maintenance	-71	14
2	Maintenance	-71	14
3	Maintenance	-71	14
10	Pre-commercial thinning	-36	7
10	1st pruning	-96	19
15	Commercial thinning	334	100
15	2nd pruning	-76	15
20	Commercial thinning	1,303	391
20	3rd pruning	-36	7
35	Final harvest	14,886	4,466

* The single values were simulated by the term $614 \cdot e^z$ during the MCS, with $z \sim N(0, 0.628)$, see text for explanation.

The calculation of Cabrera (2004) was based on a rotation of 35 years for Douglas fir. Therefore we also carried out the comparison between the Secondary forest and Douglas fir over a time period of 35 years. Analogous to the simulations for the secondary forest, 1000 MCS

were carried out for Douglas fir to obtain a realistic CDF of financial returns. For a better comparability, the annuities (see Eq. 1) at an interest¹⁴ of 6 % were computed from the discontinuous net revenue flows of Douglas fir and compared with those generated by the secondary forest.

4. Results

4.1. Possible compensation

The simulated annuities were extremely different for both options (Figure 6, Table 2). While the annuities for the secondary forest varied between 32 and 78 US\$/ha/yr those for the Douglas fir plantation ranged between 12 and 453 US\$/ha/yr. The average annuity of the secondary forest turned out to be 47 US\$/ha/yr while Douglas fir achieved 160 US\$/ha/yr.

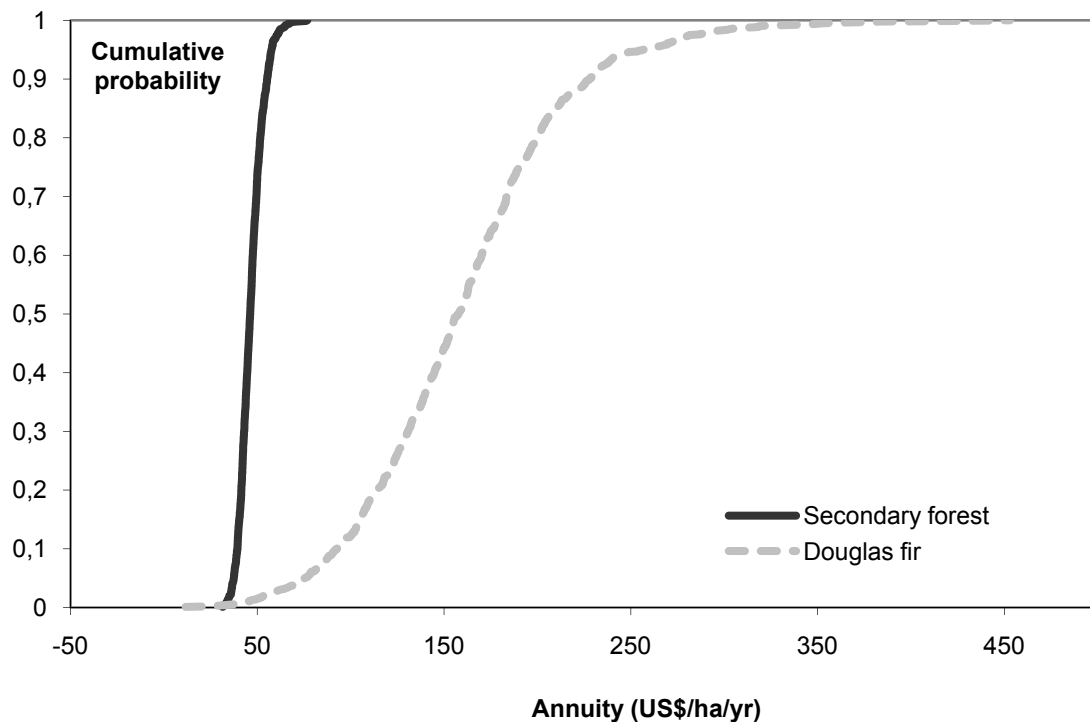


Figure 6. Cumulative distribution functions of the annuities for secondary forest and Douglas fir.

¹⁴ Often a risk-free interest of 5 % is applied (Kruschwitz, 2005). However, in our case the investment period is rather long with 35 years and we decided to account for this fact with a slightly greater risk-free interest of 6 %.

Table 2. Moments of the cumulative distributions on 6%-annuities simulated for the secondary forest and for the Douglas fir plantation

Annuity (US\$/ha/yr)		
	Secondary forest	Douglas fir
Mean	47	160
Standard Deviation	6.4	55.8
Maximum	78	453
99%	65	319
95%	58	257
90%	55	228
75%	50	190
50%	46	157
25%	42	123
10%	39	92
5%	37	75
1%	34	44
Minimum	32	12

The expected opportunity costs amounted thus to 113 US\$/ha/yr (i.e. 160 minus 47 US\$/ha/yr), which is the average difference between the average annuities per year. This is the least acceptable compensation for a risk-neutral forest owner for not converting secondary forests into Douglas fir plantations.

Since the secondary forest option is less risky compared to Douglas fir (standard deviation of ± 6.38 in the case of the secondary forest versus ± 55.80 for Douglas fir), a compensation of only 77 US\$/ha/yr would be the least acceptable amount for a risk-averse decision-maker according to the MV-rule (Table 3). A compensation of 77 US\$/ha/yr is equal to the differ-

ence in the certainty equivalent between both options¹⁵. Note that a risk-averse decision-maker would accept compensation less than the expected opportunity costs. He/she would appreciate the compensation paid with certainty, while any forest management would be involved with risk.

However, the perspective of risk-aversion is different when following the SSD approach and leads to a greater compensation when compared to that obtained by MV optimisation. Given SSD, the compensation of the expected opportunity costs (113 US\$/ha/yr) led to a situation of dominance of the secondary forest over the Douglas fir plantation. Note that even this compensation, appropriate under SSD, contains no conservation premium. The advantage of the compensation is therefore the same expected financial performance combined with lesser risk.

However, it is open whether or not such compensation would be effective to avoid conversion of secondary forests into Douglas fir plantations, since the financial incentive might be too small, at least for some forest owners.

At least by theory a compensation fulfilling the dominance criterion of FSD would convince every nonsatiated person. According to this criterion, a conservation payment of 375 US\$/ha/yr (i.e. the difference between the maxima of annuities of both options), a value more than three times as great as the expected opportunity costs, was necessary to convince every, even risk-loving person, to prefer the secondary forest option (Table 3), if only the Douglas fir option is considered an alternative.

Table 3. Possible conservation payments ensuring the maintenance of secondary forest

Type of compensation	Probability of being better off	Compensation to conserve the secondary forest	Conservation premium
Mean-variance (risk-aversion)	0.22	77	-36

¹⁵ To obtain this difference a value of 0.023618 was chosen as the absolute degree of risk-aversion, α (see Eq. 2). A relative risk-aversion of 1 and an annuity of 42.35 US\$/yr, which can be obtained from the liquidation value of the secondary forest (i.e. 614 US\$/ha), formed this value for α .

Second Order Stochastic Dominance	0.50	113	0
90%-quantile	0.90	172	59
95%-quantile	0.95	199	86
First Order Stochastic Do- minance	Almost 1	375	263

Conservation premium: Difference between compensation and opportunity costs when maintaining the secondary forest

4.2. Efficiency of FSD compensation

Very large compensation under FSD (375 US\$/ha/yr) resulted from extremely seldom but very high annuities of Douglas fir (Figure 6). If we consider the differences between annuities of Douglas fir and secondary forest, obtained by the comparison of ascending sorted annuities of both options (Figure 7), we realise a very steep increase from simulation no. 950 onwards. According to Figure 7, a yearly compensation of 199 US\$/ha/yr would assure a probability of 0.95 that the forest owner is better off when maintaining the secondary forest and accepting compensation (Table 3). In other words: To compensate even the greatest possible 5 % of the opportunity costs would require an additional amount of 176 US\$/ha/yr. This would mean an increase in compensation by 88 %. From the perspective of the government or the conservation demanding organization, it is open, whether this additional money would be invested efficiently.

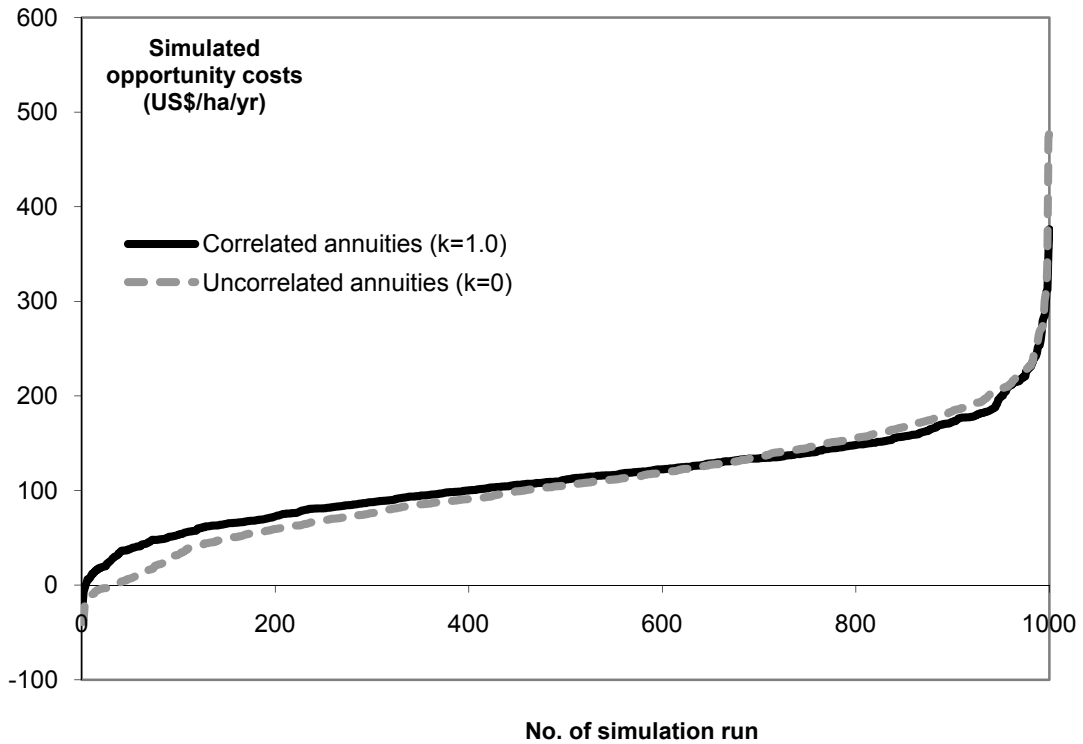


Figure 7. Differences between annuities of Douglas fir and secondary forest sorted in ascending order.

4.3. Sensitivity

It is clear that compensation will be sensitive to changing interests. Given a risk-free interest of 7 % instead of 6 % (and even 6 % is even high as a risk-free interest), the opportunity costs decreased from 113 to 83 US\$/ha/yr and the 95%-quantile sank to 151 US\$/ha/yr (previous value 199 US\$/ha/yr). In general we can say: The greater the demanded interest, the smaller the opportunity costs. This effect was induced because the annuities of Douglas fir decreased with increasing interest. This is plausible, since the NPV (and the annuities as well) converges to zero when approaching the internal rate of return of Douglas fir, which turned out to be 10 % when excluding the value of the standing timber volume in the secondary forest and 18 % under the integration of the secondary forest timber value as a positive initial net revenue flow. In contrast, the annuity of the secondary forest remained constant with changing interest, because the average yearly value increment of the fully regulated

secondary forest served quantifying its financial performance. Forming the NPV of this chain of yearly net revenue flows and converting it to annuities result always in the same value, which is equal to the average yearly value increment. The choice of an adequate interest will regularly be a serious problem in finding optimal financial decisions. We shall discuss this aspect in the following Chapter.

Furthermore, it is important to note that we always compared ascending sorted annuities. This procedure implicitly assumes completely correlated annuities of both considered options. In reality, it is however possible that the annuities combine more independently. A very high annuity of Douglas fir may occur, when the annuity of the secondary forest is small and vice-versa. When allowing free combinations of the annuities to be compared, the maximum difference between Douglas fir and secondary forest increased from 376 to 479 US\$/ha/yr. However, such extraordinarily great opportunity costs occurred extremely seldom (Figure 7). Only 5 % of the simulated opportunity costs were greater than 207 US\$/ha/yr, while in the case of correlated annuities, this situation was given for a similar threshold (199 US\$/ha/yr, Table 3). This means the compensation amount which assures the forest owner being better off with 0.95 statistical confidence by maintaining the secondary forest and accepting compensation remains with 207 versus 199 US\$/ha/yr comparatively stabile, even under the assumption of uncorrelated annuities.

5. Discussion and conclusions

According to both questions raised at the beginning of our paper,

“How can effective compensations be derived for forest owners with various model approaches and attitudes in decision-making?

What can a the possible range of opportunity costs be when maintaining a secondary forest instead of conversion into a Douglas fir plantation?”,

we can divide the discussion into two aspects, i.e. methodological approaches and empirical relevance of the modelled opportunity costs.

Methodological approaches

In accordance with the investigation of Benitez et al. (2006), our study showed that an analysis considering uncertainty will be an important prerequisite to display the possible financial consequences of conserving secondary forests. A convenient methodology to integrate uncertainty in financial considerations is Monte-Carlo simulation, which we applied for the present study. Given the assumptions made, a great range of compensation from 77 (mean-variance optimisation under risk-aversion) up to 375 US\$/ha/yr (first order stochastic dominance including risk-loving persons) resulted. In order to convince not only the risk-avoiding forest owners but also people who appreciate the opportunities connected with uncertainty, a conservation premium between 59 and 263 US\$/ha/yr had to be added to the expected opportunity costs of maintaining the secondary forest (113 US\$/ha/yr). This is really a great variety of possible compensations, which should be acknowledged in conservation policy.

We excluded comparing various portfolios of assets, with and without the conservation land use. Furthermore, we used only one, risk-free discount rate to derive NPVs of both options. We thus have not accounted for possibly different systematic risks of the compared options by means of two different discount rates, as the CAPM would suggest. Rather we expressed the risks of both alternatives explicitly, by means of the distribution of possible opportunity costs derived for both options using the risk-free rate of return. The choice of an adequate discount rate remains a problem of great methodological and practical relevance (Heal et al., 1996; Ferguson, 1999; Moog and Borchert, 2001). As explained in Chapter 2, the CAPM, being a model considering only one period, fails in estimating adequate, risk-adjusted discount rates for forest investments that regularly consider many periods. Forming empirically sound yearly performance indices for different forest types could probably be a solution to at least partly solve the problem. This is an interesting topic for future studies.

Empirical relevance

One could argue that the empirical value of employing our approach is low because a) the mentioned methodological limitations, b) the possibly great costs of acquiring the necessary

information on the alternative best use, and, c) the asymmetry of information on risk preferences that would tempt the forest owners to exaggerate in order to secure a higher than efficient compensation.

a) Possible impact of methodological limitations: The most serious methodological constraint was our inability to consider different systematic risks of the compared options. If discounting with risk-adjusted rates according to Eq. 4 would be possible, rather smaller opportunity costs were to expect. The scarcely available data on timber prices and our simulations suggest rather greater volatility for the case of Douglas fir compared to secondary forest timber. We would also expect rather a greater positive covariance between Douglas fir and the market portfolio than in the case of the secondary forest, leading to a greater β -coefficient for Douglas fir. This implies a greater risk-adjusted discount rate as well, while we would expect a smaller β -coefficient for the secondary forest, leading to a comparatively smaller discount rate. The opportunity costs of maintaining the secondary forest would therefore rather be smaller when compared to our estimation. Moreover, a more comprehensive approach, considering more than only both mutually exclusive investments, would also tend to show smaller opportunity costs. This could exemplarily be shown by Knoke and Moog (2005) who compared a forest holding level approach to evaluate opportunity costs of forest reserves with a single stand level approach. Overall we can assume that our simulated opportunity costs form rather an inclusive set of actual opportunity costs.

b) Necessary information on best alternative: Certainly the empirical validity of the data for our two mutually exclusive investments and the choice of the best alternative are important points. Of course, we cannot be sure whether or not Douglas fir is the best alternative (and acceptable) option for the forest owners now and in future. However, at least in the considered private forest the owners work with Douglas fir and consider this tree species as an attractive option (Neipperg and Hohenlohe-Waldenburg, 2001). While the financial performance of Douglas fir adopted from Cabrera (2004) was quite realistic when compared to those achieved of Heidingsfelder and Knoke (2004), the simulation of financial performance led to rather poor financial results for the secondary forests. Olschewski and Benitez (2005) investigated Ecuadorian secondary forests regarding their suitability to sequester carbon. They determined commercial timber harvests between 2.0 and 2.5 m³/ha/yr and considered a stumpage price (net value) of 20 US\$/m³. With an annual financial flow between 40 and 50

US\$/ha, they derived a net revenue very similar to our study, where the yearly financial performance of the secondary forest resulted in 48 US\$/ha. Note that the value of 48 US\$/ha/yr resulted as the average annuity (which is equal to the average yearly value increment) from 35 years for each of the 1000 simulations. Since the average yearly value increments of the secondary forest were log normally distributed with seldom but comparatively great value increments, the average (48 US\$/ha/yr) was greater than the median, which amounted to only 36 US\$/ha/yr. Nevertheless we see that in Ecuadorian secondary forests, the conditions for timber production are obviously quite similar when compared to the investigated Chilean secondary forests. In conclusion one can say that our simulated data are quite realistic for both forest types, Douglas fir plantation and secondary forest.

c) Information asymmetry: A lack of information on preferences will always remain a problem when trying to convince private forest owners to maintain an environmentally desired forest. Yet, it was one of our objectives to provide a range of possible opportunity costs also to augment the assumed information asymmetry.

Our calculations on the financial effects of secondary forests and Douglas fir plantations may now serve as a first information of a quite inclusive set of opportunity costs, ranging up to about 200 US\$/ha/yr, which should, given the assumptions made, convince the majority of forest owners to maintain the secondary forest instead of converting into Douglas fir. Furthermore, the secondary forest data can form a standard for comparison with other studies, since information on the profitability of secondary forests is generally scarce. Investigations mostly concentrate solely on ecological and silvicultural aspects (e.g. Donoso, 1994; Donoso et al., 1999; Lara et al., 1999; Grosse and Quiroz, 1999; Otero and Monfil, 1999; Mesquita, 2000; China, 2002; Bonino and Araujo, 2005) or on investments in plantation forestry (e.g. Laaksonen-Craig, 2004). Financial investigations of Mujica (1997) and Cabrera (2000) do not focus on secondary forests but explicitly on plantations with *Nothofagus*.

Concluding statement

It is still open whether or not a conservation premium is actually justified and which amount would be effective. However, we considered the situation in which forest owners should be convinced to maintain secondary forests as a result of their own free decision. Models for conservation auctioning contain a conservation premium as well. The authors dealing with

models for conservation auctioning (e.g. Latacz-Lohmann and Van der Hamsvoort, 1997) explain the conservation premium through the better information of land owners on the actual opportunity costs. However, we would offer a second, alternative interpretation of the conservation premium. The supply curve for classical products is determined by the opportunity costs of their production. These costs are the least compensation acceptable for the producer. Every profit-maximising person would, however, strive for maximising his/her producer surplus. That means that compensating the opportunity costs would only be acceptable for the last unit produced. For every unit produced before, a greater compensation is demanded. This theory was already applied by Knoke and Moog (2005) to derive compensation when establishing forest reserves, where no harvesting is allowed at all. The authors pointed out that a pure compensation of the difference in NPV would probably not make a profit-maximising person accept the compensation. Rather, an effective compensation should contain a (producer) surplus or a premium as an incentive to conserve the regarding land use. For reasons of efficiency, we propose using the 95-%-quantile of simulated opportunity costs as a probably effective compensation. Under the given assumptions, this compensation would compensate even the greatest possible opportunity costs (which are equivalent to the last unit of conservation “produced” by a profit-maximiser), when accepting an error probability of 0.05. In conclusion, we can say that the following hypothesis appears worth investigating in further socio-economic and conservation auctioning studies:

“Most land owners will consider the provision of ecosystem goods and services similar to any other production. Therefore, they demand a producer surplus, which has to be added to the opportunity costs as a conservation premium.”

6. References

- Benitez, P.C., Kuosmanen, T., Olschewski, R. & van Kooten, G.C., 2006. Conservation Payments under Risk: A Stochastic Dominance Approach. *American Journal of Agricultural Economics* 88: 1-15.
- Boninio E.E. & Araujo, P., 2005. Structural differences between a primary and a secondary forest in the Argentine Dry Chaco and management implications. *Forest Ecology and Management* 206: 407-412.
- Cabrera, J., 2000. Importancia económica de los bosques de *Nothofagus alpina* y *Nothofagus obliqua* de Chile. In: Ipinza Carmona, R., Gutierrez Caro, B., Emhart Schmidt, V. (eds): *Domesticación y Mejora Genética de rauli y roble*. Universidad Austral de Chile/Instituto Forestal de Chile.
- Cabrera, J., 2004. Economía del pino oregon; ingresos, costos y rentabilidad; Seminario Diversificación Forestal; Nuevas Opciones, Nuevos Productos, Nuevos Mercados. 13-15 de Octubre de 2004. Villarica, Chile.
- China, J.D., 2002. Tropical forest succession on abandoned farms in the Humacao Municipality of eastern Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 167: 195-207.
- Donoso, C., 1994. *Bosques templados de Chile y Argentina; Variación, Estructura y Dinámica*. Segunda edición. Editorial Universitaria. Valdivia, Chile.
- Donoso, C.; Donoso, P.; González, M.; Sandoval, V., 1999. Los Bosques Siempreverdes. In: *Silvicultura de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria. Valdivia, Chile.
- FAO (Food and Agriculture Organisation of the United Nations) 2005. *State of the World's Forests*. Rome.
- Ferguson, I.S., 1999. *Sustainable forest management*. Second reprint. Melbourne: Oxford University Press.
- Grosse, H. & Quiroz, I., 1999. Silvicultura de los bosques de segundo crecimiento de Roble, Raulí y Coigüe en la región centro-sur de Chile. p 95-125. In: *Silvicultura de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria. Valdivia, Chile.
- Hadar, J. & Russell, W.R., 1969. Rules for ordering uncertain prospects. *The American Economic Review* 59: 25-34.
- Heal, G., Chichilnisky, G. & Beltratti, A., 1996. Sustainable Use of Renewable Resources. Social Science Research Network Electronic Library. Available at SSRN: <http://ssrn.com/abstract=1613>, access in May 2007.
- Heidingsfelder, A. & Knoke, T., 2004. Douglasie versus Fichte - Ein betriebswirtschaftlicher Leistungsvergleich auf der Grundlage des Provenienzversuches Kaiserslautern. *Schriften zur Forstökonomie Band 26*. Frankfurt: Sauerländer's.
- Hildebrandt, P. & Klein, D., 2005. Grundlagen eines Nutzungskonzeptes für einen Sekundärwald in Mittelchile. Diplomarbeit Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement, TU München.
- 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., Stimm, B., Ammer, C. & Moog, M., 2005. Mixed forests reconsidered: A forest economics contribution to the discussion on natural diversity. *Forest Ecology and Management* 213: 102-116.
- Kruschwitz, L., 2005. *Investitionsrechnung*. 10., überarbeitete und erweiterte Auflage. München, Wien: Oldenbourg.

-
- Kuosmanen, T., 2004. Efficient Diversification According to Stochastic Dominance Criteria. *Management Science* 50: 1390-1406.
- Laaksonen-Craig, S., 2004. Foreign direct investments in the forest sector: implications for sustainable forest management in developed and developing countries. *Forest Policy and Economics* 6: 359-370.
- Lara, A., Donoso, C., Donoso, P., Núñez, P., Cavieres, A., 1999. Normas de manejo para raleo de renovales del tipo forestal Roble- Raulí- Coigüe. In: *Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile*. Editorial Universitaria. Valdivia, Chile.
- Latacz-Lohmann, U. & Van der Hamsvoort, C., 1997. Auctioning Conservation Contracts: A Theoretical Analysis and an Application. *American Journal of Agricultural Economics* 79: 407-418.
- Levy, H., 1998. *Stochastic Dominance: Investment Decision Making under Uncertainty*. Boston, Dordrecht, London: Kluwer.
- Markowitz, H., 1952. Portfolio Selection. *The Journal of Finance* 7, 77-91.
- Mesquita, R.C.G., 2000. Management of advanced regeneration in secondary forests of the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management* 130: 131-140.
- Möhring, B. & Rüping, U., in press. A concept for the calculation of financial losses when changing the forest management strategy. *Forest Policy and Economics*. Article in press: doi:10.1016/j.forpol.2007.06.004.
- 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.
- Mujica, R., 1997. Análisis Económico Privado de una Plantación de *Nothofagus alpina* (Poepp. et Endl.) Oerst, ubicada en la Provincia de Valdivia. Tesis de Grado. Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile.
- Neipperg, H. Graf von & Hohenlohe-Waldenburg, F. Fürst zu, 2001. 20 Jahre naturgemäßer Wirtschaftswald in Mittelchile. *Allgem. Forstz./Der Wald* 56: 1139-1143.
- Olschewski, R. & Benitez, P.C., 2005. Secondary forests as temporary carbon sinks? The economic impact of accounting methods on reforestation projects in the tropics. *Ecological Economics* 55: 380-394.
- Otero, L. & Monfil, T., 1999. Silvicultura de los bosques del tipo forestal Coigüe-Raulí-Tepa. In: *Silvicultura de los bosques nativos de Chile*. Editorial Universitaria. Valdivia, Chile: 245-272.
- Ott, S.C., 2005. Risiko und Stochastische Dominanz. Dissertation Nr. 2990 Universität St. Gallen. St. Gallen: D-Druck-Spescha.
- Post, T. & van Vliet, P., 2006. Downside risk and asset pricing. *Journal of Banking and Finance* 30: 823-849.
- Rousseau, S. & Moons, E., in press. The Potential of Auctioning Contracts for Conservation Policy. *European Journal of Forest Research*.
- Sharpe, W.F., 1964. Capital Asset Prices: A Theory of Market Equilibrium under Conditions of Risk. *The Journal of Finance* 14: 425-442.
- Spremann, K., 1996. *Wirtschaft, Investition und Finanzierung*. 5., vollständig überarbeitete, ergänzte und aktualisierte Auflage. München und Wien: Oldenburg.
- Wright, S.J., 2005. Tropical forests in a changing environment. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 553-560.

Appendix A: Data collection in the secondary forest

A systematic grid assured an even distribution of sample plots on the managed area of the “Pemehue forest” (Table A1). The grid formed square blocks of 16 ha each (400 by 400 m). Only along the borders of the property could the blocks be smaller and of a non-regular shape because the property border crossed the square blocks. Within every block, Hildebrandt and Klein (2005) established 3 to 8 randomly selected sample plots according to the required precision for every forest type. The number of required sample plots resulted from the variability among the sample plots within a stand type and the objective of achieving a standard error of $\pm 10\%$ for the standing volume in each of the three forest types.

Table A1: Characteristics of the “Pemehue forest”

The “Pemehue forest”	
Location	Central Chile, at the border of the VIII. and IX. Region, 85 km west of Collipulli (village at the “Panamericana-road”), community Mulchen, “Rio Renaico” and “Rio Negro” as bordering rivers.
Area	5000 ha, only around 500 ha are managed in the lower altitudes
Altitude	700 to 1,600 m above s.l.
Mean annual precipitation	2,500 to 3,000 mm
Mean annual temperature	100 C
Dry season	In September, October, November
Soil formation	From basalt and granite in higher altitudes, volcanic in lower altitudes
Vegetation total area	1,500 ha of open shrub vegetation in highest areas, followed by 1,000 ha of Araucaria (protected area), in lower altitudes admixed with “Lenga” (<i>Nothofagus pumilio</i>), 2,500 ha of <i>Nothofagus</i> forests below the Araucaria belt.
Vegetation investigated area	267 ha dominated by “Coigüe” (<i>Nothofagus dombeyi</i> , Mirbel, OERST), “Roble” (<i>Nothofagus obliqua</i> , Mirbel, BL.), “Rauli” (<i>Nothofagus alpina</i> , P. et E., OERST). Admixtures of shade tolerant species like “Canelo” (<i>Drimys winteri</i>), “Tepa” (<i>Laurelia philippiana</i>) and “Avellano” (<i>Gevuina avellana</i>).

Every sample plot contained two nested and concentric circles with radii of 6.31 m (for trees with a dbh between 7 and 29 cm) and 12.62 m (trees larger than 29 cm). The measurements comprised of attributes like “dbh”, “stand type”, “age”, “species” and “quality” (Table A2).

Table A2: Attributes recorded for each sample tree

Attribute	Measured with (as) and accuracy
Age	Estimated with the help of the local forester
Tree species	
Diameter at breast height (dbh)	Diameter tape (mm)
Quality	Estimated in three classes (A, B, C) on the basis of specimen photographs and with the help of the local forest ranger
Pruning	Evaluation yes/no
Length of the knotless butt-log	Estimated in m
Degree of freedom of the crowns	Estimated in four classes (free, competition from one side, competition from all sides, overgrown) according to Knoke (1998, p. 57)

Additional measurements within a sub-sample provided detailed information for four groups of tree species (Roble, Rauli, Coigüe, Douglas fir; see Table A1 for corresponding scientific names). Hildebrandt and Klein (2005) selected 40 trees within each group with a range of diameters representative of their respective species. They measured heights and crown bases for these trees and took two cores with an increment borer (at 1.3 m tree height, both cores forming an angle of 90°) to analyse the widths of the annual rings by means of digital positioning. The diameter increment, averaged over the last 10 years, was the dependent variable. Tree species, dbh, age, basal area mean diameter of surrounding trees (used as a competition index) and the degree of crown freedom were the independents to be tested. The conducted growth projections for one year were then based on single trees for every established plot. The height curves of the year 2003 (year of inventory) served for computing the tree volumes not only at the beginning but also at the end of the growth period. A linear regression on the diameter increments of the *Nothofagus* species led to the following regression curve:

$$\ln(i_d) = 0.72845 + 0.07316 \cdot \text{species1} + 0.08089 \cdot \text{species2} - 0.01369 \cdot ci + 0.20845 \cdot \text{crown} + 1.15324 \cdot \frac{dbh}{age}$$

with $\ln(i_d)$ as the natural logarithm of average yearly diameter increment (averaged over 10 years), *species1* as an indicator variable coded with +2 for Roble and -1 for Rauli and Coigüe, *species2* as an indicator variable coded with 0 for Roble and -1 for Rauli and +1 for Coigüe, *ci* as a proxy for the competition formed as the basal area mean diameter of all trees in a sample plot except the competed tree, *crown* as an indicator variable coded with +1 for a totally or almost totally free crown and with -1 for a crown with contact to neighbours from three sides or a suppressed tree and $\frac{dbh}{age}$ as the average past diameter increment (in cm/year). On the basis of 91 observations we obtained an r^2 of 0.51. All variables were significant at a level of $\alpha=0.05$ except for *species2*. The latter variable showed a p-value of 0.087.

Growth equations were not only parameterised by means of these data but also height curves estimating heights for all recorded trees. Existing volume equations provided the volume for every tree (Table A3).

Table A3: Parameters of height curves and volume equations (40 trees for each species)

Height curves $height = a_0 + a_1 \cdot dbh^{a_2}$						
Species	a_0	a_1	a_2	r^2	rmse	N after elimination of outliers
Nothofagus obliqua	-57.42	53.61	0.1	0.65	± 2.94	37
Nothofagus alpina	6.16	1.08	0.7	0.62	± 2.76	37
Nothofagus dombeyi	-57.55	52.81	0.1	0.76	± 2.66	37
Volume equations $volume = b_0 + b_1 \cdot dbh^2 \cdot height$						
Species	b_0	b_1	Reference			
Nothofagus obliqua,	0.03504620	0.000028730	Emanuelli (1994) according to Hildebrandt and Klein (2005)			
Nothofagus alpina						
Nothofagus dombeyi	0.01210478	0.000029462	INFOR (1991)			

a_0 a_1 a_2 , b_0 b_1 : Coefficients, r^2 : measure of determination, rmse: root mean square error, n: number of observations without outliers

References

- Hildebrandt, P. & Klein, D. 2005. Grundlagen eines Nutzungskonzeptes für einen Sekundärwald in Mittelchile. Diplomarbeit Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement, TU München.
- INFOR (Instituto Forestal de Chile), 1991. Antecedentes generales para el Manejo de Renovales de Rauli, Roble, Coigüe y Tepa. Concepcion (Chile): Informe Tecnico Nr. 127, AF 91/04.
- Knoke, T. 1998. Analyse und Optimierung der Holzproduktion in einem Plenterwald - zur Forstbetriebsplanung in ungleichaltrigen Wäldern. Forstliche Forschungsberichte München Nr. 170.

Appendix B: Financial valuation of *Nothofagus* trees

The length of the branchless section on the lower part of the stems (butt-log) estimated in the field and the computed mid-diameter were the variables used to compute the volume of merchantable wood. Timber above the first branch was conservatively assumed to be firewood. We considered only logs with a mid-diameter above 19.9 cm as saw logs, whereas logs with a mid-diameter below 20 cm were firewood. A diameter reduction derived for European beech (*Fagus sylvatica* L.) (this species as a supplement for *Nothofagus*) provided the mid-diameters for logs of *Nothofagus* species (Table B1) (Knoke, 2003). Moreover, we applied a diameter reduction due to debarking, as used in Bavaria.

Table B1: Reduction factors to calculate the mid-diameter of butt-logs

Reduction of dbh in cm/m					
Distance d of the mid-diameter from the soil (m)					
dbh (cm)	$d < 1.3$	$1.3 \leq d < 2.0$	$2.0 \leq d < 3.0$	$3.0 \leq d < 5.0$	$d \geq 5.0$
18-21.9	0	0.50	0.50	1.04	1.20
22-25.9	0	0.50	0.50	1.16	1.28
26-29.9	0	0.50	0.70	1.28	1.35
30-33.9	0	0.50	0.95	1.39	1.43
34-37.9	0	0.50	1.20	1.51	1.51
38-41.9	0	0.50	1.46	1.63	1.58
42-45.9	0	0.78	1.71	1.74	1.66
46-49.9	0	1.21	1.97	1.86	1.73
50-53.9	0	1.65	2.22	1.98	1.81
54-57.9	0	2.08	2.47	2.09	1.88
58-61.9	0	2.51	2.73	2.21	1.96
≥ 62	0	2.94	2.98	2.33	2.04

According to the estimated timber quality and the computed dimensions of the merchantable logs, we applied different timber prices (Table B2) to derive the potential gross revenue for the standing timber.

Table B2: Timber prices (according to INFOR, 2003, with alterations)

		Timber price (US\$ per m ³)		
		mid-diameter (cm)		
		20-29.9	≥ 30	
Species	Quality C and firewood	Only Quality B	Quality A	Quality B
<i>Nothofagus obliqua</i>		28.13	38.44	28.13
<i>Nothofagus alpina</i>	8.59	29.69	49.31	29.69
<i>Nothofagus dombeyi</i>		16.95	74.76	16.95

Finally, a regression curve adopted from Cruz (2003) served for estimating the potential logging expenses. The curve estimates the required harvesting time per tree for two workers depending on the dbh of a tree. The forest owners provided information on the hourly expenses of US\$ 1.40 per worker and US\$ 5 per m³ for skidding.

References

- Cruz, G. 1993. Untersuchungen zur Überführung von südchilenischen *Nothofagus Pumilio*-Naturwäldern in naturnahe Wirtschaftswälder. Diss. Forstw. Fak. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- INFOR (Instituto Forestal de Chile), 2003. Boletín de Precios Forestales No 101 Diciembre 2003. Compraventa de madera INFOR-Particulares (Arauco).
- Knoke, T. 2003. Eine Bewertung von Nutzungsstrategien in Buchenbeständen (*Fagus sylvatica* L.) vor dem Hintergrund des Risikos der Farbkernbildung - eine waldbaulich-forstökonomische Studie. Forstliche Forschungsberichte München Nr. 193.

Publikation 3

Hildebrandt, P., Kirchlechner, P., Hahn, A., Knoke, T., Mujica, R., 2010. Mixed species plantations in Southern Chile and the risk of timber price fluctuation.

European Journal of Forest Research 129, 935-946.

© 2009 Springer Verlag. Reproduced with permission.

MIXED SPECIES PLANTATIONS IN SOUTHERN CHILE AND THE RISK OF TIMBER PRICE FLUCTUATION

Patrick Hildebrandt¹, Philipp Kirchlechner¹, Andreas Hahn¹, Thomas Knoke¹, Rodrigo Mujica H.²

¹Institute of Forest Management, Center of Life and Food Sciences Weihenstephan,

Technische Universität München, Germany; hildebra@forst.wzw.tum.de

²Instituto Forestal, Sede Valdivia, Chile

Correspondence address:

Patrick Hildebrandt, Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2, 85354 Freising, Germany

Tel.: + 49-8161-71-4685; fax: + 49-8161-71-4616

E-mail: hildebra@forst.wzw.tum.de

Abstract: Financial assessment in forestry is characterized by considerable impacts of risk factors due to large time horizons. Accounting for the risk of timber price fluctuation mixtures of Rauli (*Nothofagus alpina*, P. et E., OERST.) and Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*, Mirb.) have been evaluated by different approaches. The data were taken from plantations in Southern Chile between 39 °10' and 39° 50' south latitude. Increments have been modelled in order to calculate possible financial returns and changed volume growth has been taken into consideration for mixtures of large blocks and single-tree mixtures of both species.

The optimum proportions of both species varied depending on the different perspectives of the financial assessment: First, the effects of diversification shown by classical portfolio approach were low; second, the integration of moderate risk aversion of the decision maker resulted in predominance of stands with high proportions of Douglas fir, but optimum proportions of Rauli increased with higher degrees of risk aversion. The maximization of the expected surplus in relation to the fluctuation of NPVs (Sharpe ratio) resulted in even higher optimum proportions of Rauli.

However, mixed stands proved more advantageous in contrast to the financial assessment without consideration of the risk factor timber price fluctuation (maximization of NPV). Finally, the integration of further risk factors can have impacts on the results as well as the integration of further effects of single tree mixtures. Both lacks of information should be investigated for more extensive assessments in the future.

Keywords: Mixed species plantations; single tree mixtures; risk integration; diversification; portfolio; Sharpe ratio

1. Introduction

Production periods in forestry are extremely larger compared to agricultural or industrial production. This leads to greater uncertainty in decision making because of a multitude of risks, which can decrease future returns and thus have to be taken into consideration. A differentiation between natural and market induced risks can be done: On one hand, hazards like storms, fire or insects for example often cause serious damages that might impair future yields; on the other hand timber price fluctuations brought about by the market can occur during the production period and reduce expected returns. As the impacts of natural hazards on forestry are quite low in Chile and there is no data available about the sensitivity of different species, timber price fluctuations were considered as the only source of investment risk. The significance of investment risks in forestry already has been investigated by various authors: Some calculated the opportunities of risk-reduction for combinations of forestry and non-forestry related investments (e.g. Zinkhan et al. 1992, Lönnstedt & Svensson 2000, Wippermann & Möhring 2001, Zinkhan & Cubbage 2003, Penttinen & Lausti 2004); others focused on investigating the effects of diversification for mixtures of different species (e.g. Thomson 1991, Deegen et al. 1997, Weber 2002, Knoke et al. 2005, Knoke & Wurm 2006, Knoke & Hahn 2007). However, the evaluation of mixed stands has not yet been developed completely. Interactions of different species, which can occur in the case of single-tree mixtures, have been evaluated theoretically so far (Knoke & Seifert, 2008). Therefore the effects of changed volume growth and the impact on single-tree-mixtures and block-mixtures for plantations of Rauli (*Nothofagus alpina*, P. et E., OERST.) and Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*, Mirb.) have been chosen as the subject of the present investigation. Furthermore the mixture of these two species with different profitability potentials will be assessed in conjunction with the risk of timber price fluctuation. The latter is formulated by the following hypothesis.

H1: The integration of timber price fluctuation does not affect the optimum proportions for mixtures of both species.

The second hypothesis is focused on differences between single-tree-mixtures and block-mixtures. Theoretically, volume growth can be reduced or increased for both species in sin-

gle-tree-mixtures or the effects for both species are opposed. Therefore we will test the second hypothesis.

H2: Changed volume growth has no impact on the decision between single-tree- and block-mixtures.

This study builds upon empirical data from plantations in Southern Chile, which were collected by Instituto Forestal (INFOR, Chile). In the following paragraph we explain the calculation of expected timber returns and their deviations for single-tree and block-mixtures. Subsequently the financial assessment with and without integration of timber price fluctuation is demonstrated. Afterwards we present the results for timber volumes of different mixtures and financial assessment and finally the results and their derivation are discussed.

2. Material and Methods

To evaluate the different mixture types, yields of both species have first been calculated. The volumes have been sorted between stem-wood, which was supposed to be sold as saw-wood, and the remaining wood, which was supposed to be sold as fuel-wood. Afterwards returns and costs for different yields have been computed to finally assess the expected Net Present Values (NPV) and their fluctuation depending on varying timber prices.

2.1. Increments

The calculation of future yields has been done for a rotation period of 40 years¹⁶ for both species. At first the increments and stand volumes have been computed for pure stands and mixed stands. The equations which have been used to calculate the diameter- and height-development of different mixtures have been developed by Kirchlechner (2007).

¹⁶ Donoso (1999) described possible rotation periods of 35-40 years for plantations of Rauli on adequate sites; Quiroz & Rojas (2003) recommended rotation periods of 35-40 years for intensive managed Douglas fir-stands as well.

2.1.1. Diameter development

The data for diameter- and height-development were taken from mixed species plantations and have been collected in line with the project “*semi-natural forests: a technical option for rehabilitation of natural forests*” (INFOR, Chile). These plantations consisted of different mixtures of native Nothofagus-species (*N. alpina*, *N. obliqua*, *N. dombeyi*) and Douglas fir aged between 10 - 32 years. Kirchlechner (2007) introduced for all species indicator variables (Sps 1-3) to differentiate between the strongest competitor species and created variables to describe the effect of the interdependency of the strongest competitor species and tree age on diameter increment. Sps 1 was used to establish whether Douglas fir or Nothofagus spp. was the strongest competitor, while Sps 2 was used to differentiate between the strongest competitors of Rauli or another Nothofagus species. As we modeled the diameter development of Rauli and Douglas fir, the interdependency variables served to differentiate between neighbors of the same species and neighbors of the other species.

Hence, the mean diameter of pure stands or mixtures of large blocks after 40 years was calculated for both species with the strongest competitors of the same species. For single-tree (or row mixtures) we supposed that the strongest competitor was from the other species, respectively.

The diameter development was modeled in the following general equation 1 (Kirchlechner, 2007):

$$DBH = B_0 + B_1 \cdot v_1 + B_2 \cdot v_2 + B_3 \cdot v_3 + B_4 \cdot v_4 + B_5 \cdot v_5 \quad (1)$$

Table 1 shows the values of the parameters $B_0 - B_5$ and the corresponding variables $v_1 - v_5$ of the diameter development models for Rauli and Douglas fir:

Table 1: Parameters of diameter development models for Rauli and Douglas fir (Kirchlechner, 2007)

variable		parameter	Rauli	Douglas fir
	constant	B ₀	12.85383	12.76774
v ₁	age	B ₁	0.56489	1.31702
v ₂	competition index	B ₂	-0.09861	-0.46399
v ₃	sea level	B ₃	-0.00703	
v ₄	interdependency 1 ¹⁷	B ₄	0.05083	0.07314
v ₅	interdependency 2 ¹⁸	B ₅	0.0474	

The variable competition index (CI) was introduced to describe the competition of the nearest seven trees according to Hegyi (1974) as the sum of the diameters of the neighbor trees divided by the sum of their distances to the central tree.

To model the diameter development, the competition index CI was calculated depending on tree age by linear regression (Equation 2):

$$CI = 23.54947 + 0.60358 \cdot \text{age} \quad (2)$$

In Kirchlechner's (2007) model the effects of the variables interdependency 2 and sea level have not been significant for the diameter development of Douglas fir; to model the diameter development of Rauli the variable sea level was set to a mean value for all considered plots of 430 m NN.

Figure 1 shows the diameter development for Rauli and Douglas fir in pure and mixed stands subject to the mentioned conditions:

¹⁷ Interdependency 1 = Sps 1 * age

¹⁸ Interdependency 2 = Sps 2 * age

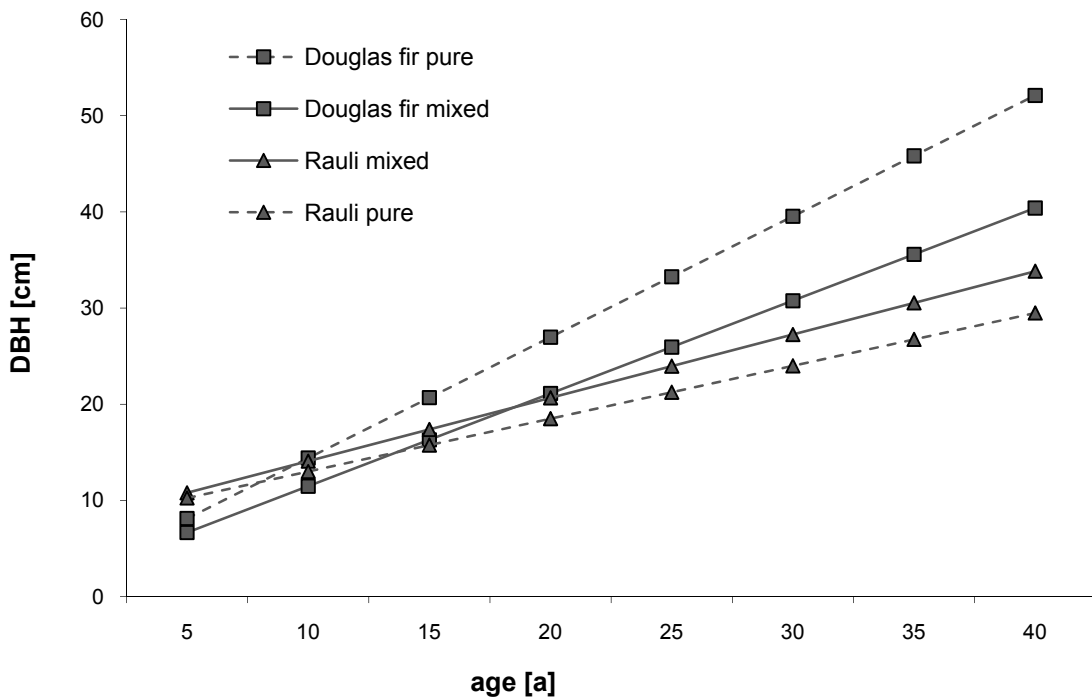


Figure 1: Diameter development for Rauli and Douglas fir in pure and mixed stands

2.1.2. Tree number

According to Reineke (1933), the stand density depends for stands with no thinning intervention on the mean dbh of the stand. Most of the stands, which were used for data collection, have not been thinned yet, but the tree numbers at the time of plantation varied. Consequently, the mean tree number per hectare was calculated by linear regression depending on the mean diameter and the tree number per hectare at the time of plantation (Equation 3):

$$\ln(N) = 9.23108 - 1.03076 \cdot \ln(dg) + 0.00028813 \cdot N(t_0) \quad (3)$$

$\ln(N)$ = natural logarithm tree number/ha

$\ln(dg)$ = natural logarithm of mean dbh

$N(t_0)$ = tree number /ha at time of plantation

Thereby it was possible to calculate the development of tree numbers depending on the predicted diameter development for single-tree mixtures and block-mixtures (or pure stands).

The stand volumes were calculated by multiplying the volume of the mean basal area trees and tree numbers per hectare. Volumes of block-mixed stands with different proportions of species have been calculated by linear interpolation between stand volumes of pure stands of both species. For single tree mixtures the stand volumes with different proportions of species have been calculated by linear interpolation between stand volumes of single-tree mixed stands and pure stands of both species (cp. Knoke, 2007). Thus it was possible to consider the effect of changed volume growth for single tree mixtures.

2.1.3. Tree height

The models to predict the tree height have been developed by Kirchlechner (2007) as well. The tree height development was modeled in the following general equation 4:

$$\ln(h) = C_0 + C_1 \cdot v_1^{0.25} + C_2 \cdot v_2^{0.25} + C_3 \cdot v_3 + C_4 \cdot v_4 + C_5 \cdot v_5^{0.25} \quad (4)$$

Table 2 shows the values of the parameters $C_0 - C_5$ and the corresponding variables $v_1 - v_5$ of the tree height development models for Rauli and Douglas fir:

Table 2: Parameters of tree height development models for Rauli and Douglas fir (Kirchlechner, 2007)

variable		parameter	Rauli	Douglas fir
	constant	C_0	0.49334	1.07106
v_1	DBH	C_1	1.80045	2.04517
v_2	sea level	C_2	0.02634	-0.03894
v_3	Scl1	C_3	0.05424	0.0591
v_4	Scl2	C_4	0.06971	0.08354
v_5	DBH/age	C_5	-1.80832	-2.70351

The variables Scl1 and Scl2 served for differentiation of three social classes (dominant, co-dominant and remaining trees). For our calculations we assumed co-dominant trees for both species.

2.1.4. Volume

2.1.4.1 Compact wood

The following model (INFOR, 1997) was used to calculate the volume of individual trees of the tree species Rauli (Equation 5):

$$V = 0.001508 + 7.018 \cdot 10^{-6} \cdot DBH^2 + 5.25 \cdot 10^{(-43)} \cdot DBH^2 \cdot h + 0.000051 \cdot DBH \cdot h^2 - 0.000148 \cdot h^2 \quad (5)$$

V = Volume [m³]

DBH = Diameter at breast height (1.3 m) [cm]

h = Height [m]

The following model (Grosse, 1988) was used for the tree species Douglas-fir (Equation 6):

$$V = 0.030764 + 0.000028 \cdot DBH^2 \cdot h \quad (6)$$

V = Volume [m³]

DBH = Diameter at breast height (1.3 m) [cm]

h = Height [m]

2.1.4.2 Residual wood

To derive the volume of residual wood, the stem wood share was determined, which was then subtracted from the volume of compact wood. The following procedure was used to calculate the stem wood share: Using linear regression, the crown base height was modeled for both tree species. For the tree species Rauli the model determined was (Equation 7):

$$Cbh = 3.16432 + 0.05297 \cdot DBH + 0.10061 \cdot h \quad (7)$$

Cbh = Crown base height [m]

DBH = Diameter at breast height (1.3 m) [cm]

h = Height [m]

Out of 796 measurements, 46 were eliminated as outliers; 21% of the distribution of the measured crown base heights could be explained by the model. A residual distribution with an average of ± 1.56 remained unexplained.

Similarly, the crown base height was modeled for Douglas-fir (Equation 8):

$$Cbh = 1.93853 + 0.04634 \cdot DBH + 0.08733 \cdot h \quad (8)$$

Cbh = Crown base height [m]

DBH = Diameter at breast height (1.3 m) [cm]

h = Height [m]

In the case of the Douglas-fir, 30 measurements out of a total 1129 were eliminated as outliers; 17% of the distribution of the measured crown base height could be explained by the model. A residual distribution with an average of ± 1.47 remained unexplained.

The height of the mid diameter for the sorting stem log afterwards was determined for both tree species using (Equation 9):

$$h(m) = \left(\frac{C_{bh} - 0.2}{2} \right) - 0.2 \quad (9)$$

$h(m)$ = Height of the mid diameter [m]

A stump height of 20 cm was assumed.

Thus, the mid diameter of the tree species Rauli was determined through the taper in relation to the DBH using values for Central European beech stands found by Knoke (2003). The following equation was used (Equation 10):

$$md = DBH - ((h - 1.3) \cdot a) \quad (10)$$

md = Mid diameter [cm]

a = variable additional factor

The following values, depending on the DBH and the height of the mid diameter, were used for a (Table 3):

Table 3: Values for the variable additional factor a in relation to the height of the mid diameter to determine the taper

DBH	$h(m) < 1.3$	$1.3 \leq h(m) < 2.0$	$2.0 \leq h(m) < 3.0$	$3.0 \leq h(m) < 5.0$	$h(m) \geq 5.0$
18 - 21	0	0.5	0.5	1.04	1.2
22 - 25	0	0.5	0.5	1.16	1.28
26 - 29	0	0.5	0.7	1.28	1.35
30 - 33	0	0.5	0.95	1.39	1.43
34 - 37	0	0.5	1.2	1.51	1.51
38 - 41	0	0.5	1.46	1.63	1.58
42 - 45	0	0.78	1.71	1.74	1.66
46 - 49	0	1.21	1.97	1.86	1.73

50 - 53	0	1.65	2.22	1.98	1.81
54 - 57	0	2.08	2.47	2.09	1.88
58 - 61	0	2.51	2.73	2.21	1.96
≥ 62	0	2.94	2.98	2.33	2.04

The mid diameter for the Douglas-fir was determined using a taper curve model by Schmidt, Spellmann and Nagel (2001). For both tree species, depending on the mid diameter, the bark was subtracted before calculating the stem wood volume (Table 4):

Table 4: Bark subtraction depending on the mid diameter

Mid diameter [cm]	Bark subtraction [cm]
< 20	-1
20 – 37	-2
38 – 53	-3
54 – 70	-4
> 70	-5

The stem wood volume of the average stem was calculated using the following formula and then multiplied with the stem number of the pure and mixed stands (Equation 11).

$$V_{st} = \frac{md^2 \cdot \pi}{40000} \cdot (Cbh - 0.2) \quad (11)$$

V_{st} = Stem wood volume [m³]

md = Mid diameter [cm]

Cbh = Crown base height [m]

For the stem wood, the mixed stands with different tree shares were calculated using linear interpolation of the values as for compact wood.

2.2 Expenditures

The expenditures were calculated using the following assumptions:

2.2.1 Stand establishment

Data for stand establishment was courteously provided by a forest company being partner of the project (27.05.2006) which was used to calculate the investment costs (Table 5):

Table 5: Basics of the cost calculation of the stand management

	Cost item	Quantity	Unit	Cost/Unit [US \$]	Total [US \$/ha]
Plantation	Area preparation	1	ha	593.51	593.51
	Plantmat. Rauli	1600	Items	0.34	551.23
	Plantmat. Douglas-fir	1600	Items	0.30	477.73
	Work time	20	Days	11.48	229.68
Replacement	Plantmat. Rauli	240	Items	0.34	82.68
	Plantmat. Douglas-fir	240	Items	0.30	71.66
	Work hours	1.2	Days	11.48	13.78
Tending	Work hours	3	ha	125.28	375.84

The cited plant numbers refer to the corresponding pure stands; the respective shares for mixed stands were calculated. Additional 10% administrative costs were added for planting, replacement and tending.

2.2.2 Expenditures on harvest, processing and transport

The work time required for harvesting and processing was calculated using a model (Equation 12) of Cruz Madariaga (2003):

$$T = 50.03161 + 27.56265 \cdot DBH \quad (12)$$

T= Work time for harvest and processing with two workers [sec]

Using the diameter of the mean basal area tree and the stem number per hectare, the work time for harvesting and processing could be calculated specifically for each share of tree species.

A cautious 16.70 US \$/day was assumed to calculate wage expenditures; 5 US \$/m³ were estimated for hauling costs.

Since the price data used did not include delivery, the costs of transportation had to be subtracted from the returns. For this purpose, an average transportation distance of 100 km and a mean value of 13.78 US \$/m³/100km were used in the calculations.

2.3 Basis for the calculation of timber returns

The division of the timber assortments was simplified by classifying the stem wood as saw logs and the remaining timber as fire wood. Taking into consideration timber price fluctuations, time series data from June 2003 to September 2007 were used, originating from the timber price statistics of INFOR (Boletín de precios forestales, June 2003-September 2007). Since time series of fire wood prices are available neither for Rauli nor for Douglas-fir, a default value of 30.00 US \$/m³ (excluding delivery) was assumed, and a time series for both species was constructed using the standard deviation of fire wood prices for Eucalyptus (Boletín de precios forestales).

The prices used for the returns calculation were (Table 6):

Table 6: Timber price statistics (INFOR: Boletín de precios forestales, June 2003-September 2007)

Product	Species	Mean [US \$/m ³]	Standard deviation [US\$/m ³]
Sawwood	Rauli	65.43	8.64
	Douglas fir	59.97	22.03
Fuelwood	Rauli	30.00	3.61
	Douglas fir	30.00	3.61

With the assumptions mentioned above, the expected returns (excluding harvesting costs) and their standard deviations for large- and small-area mixtures of different tree species were calculated. The following procedure was used (Equation 13):

$$E = V_{st} \cdot P_s + V_r \cdot P_f - (V_{st} + V_r) \cdot C \quad (13)$$

E	=	Expected returns (excluding harvesting costs)
V_{st}	=	Volume of stem wood
V_r	=	Volume of remaining wood
P_s	=	Price of saw logs
P_f	=	Price of fire wood
C	=	Costs for preparation, transport and delivery

The expected returns of large-area mixtures were calculated using growth values of pure stands. In contrast to this, the interpolated growth values of the respective tree species were used for calculating the expected returns of small-area mixed stands.

Afterward, the financial evaluation of the different stands was carried out using the calculated expected returns.

2.4 Financial evaluation

2.4.1 Net present value and internal rate of return

The net present value of an investment can be calculated using the sum of the discounted returns, minus the investment expenditure (Equation 14). Different interest rates of 3%, 5% and 7% were used for the discounting.

$$NPV = -IE + \sum_{t=1}^T \frac{Rt}{(1+i)^t} \quad (14)$$

NPV	=	Capital value
IE	=	Investment expenditure
i	=	Interest rate
Rt	=	Expected returns at time T

The internal rate of return is the one that results in a net present value of 0. Thus, the profitability of different investments can be compared; the higher the value, the higher the profitability.

2.4.2 Risk assessment

2.4.2.1 Portfolio-Theory

The Portfolio-Theory was developed by Markowitz (1952) and compares the risk in terms of standard deviation of the returns of different investment alternatives and their mean values. Taking into account the slightly different costs for stand establishment, the risk assessment was carried out using the net present values of the individual mixtures. The standard deviations were calculated using the following equation, valid for portfolios with only two investment possibilities (Equation 15).

$$S_p = \sqrt{a_1^2 \cdot s_1^2 + a_2^2 \cdot s_2^2 + 2 \cdot k_{1,2} \cdot a_1 \cdot a_2 \cdot s_1 \cdot s_2} \quad (15)$$

S_p	=	Standard deviation of the net present values of the portfolios
$a_{1,2}$	=	Share of tree species 1 or 2
$s_{1,2}$	=	Standard deviation of the net present values of tree species 1 or 2
$k_{1,2}$	=	Coefficient of correlation of the net present values of tree species 1 and 2

Taking into account the different growth values for large- and small-area mixed stands, the standard deviations for large-area mixed stands were calculated using the standard deviations of the net present values of pure stands, while the standard deviations of the net present values of the respective tree shares were used for the small-area mixed stands. Thus, weighting the tree species shares ($a_{1,2}$) was not necessary when calculating the standard deviations of the small-area mixed stands.

Analogously, the mean values of large- and small-area mixed stands were calculated using the following equation 16:

$$M_p = a_1 \cdot m_1 + a_2 \cdot m_2 \quad (16)$$

M_p = Mean value of the net present value of the portfolio

$a_{1,2}$ = Share of tree species 1 or 2

$m_{1,2}$ = Mean value of the net present value of tree species 1 or 2

It should be taken into account that the mean values of net present values of tree species 1 and 2 were different for large- and small-area mixed stands, since different stand volumes were predicted depending on each type of mixture.

When comparing different portfolios using their standard deviations and mean values, the investor's risk aversion plays an important role. It describes how inclined a person is in preferring a smaller, certain return to a higher, riskier return. This type of precautionary thinking is said to be very common (e.g. Spremann, 1996; Valkonen and Valsta, 2001) and is supported by the existence of numerous insurance companies. Considering this effect in our portfolio assessment, a certainty equivalent of the different mixtures was calculated (Equation 17):

$$CE = M_p - \alpha \cdot \frac{S_P^2}{2} \quad (17)$$

CE = Certainty equivalent

M_p = Mean value of the net present value of the portfolio

S_p^2 = Variance of net present values

α = Degree of risk aversion

In this equation, the mean values and dispersion of the respective mixtures are combined, whereas the variance is weighted by the factor α . It describes the risk aversion of the investor and is calculated using this quotient (Equation 18):

$$\alpha = \frac{a}{I} \quad (18)$$

a = Relative risk aversion

I = Investment expenditure

The higher the value of a , which describes the risk aversion of the investor, the higher his risk aversion is. When evaluating the mixtures, a value of 1 was used at first, which was regarded as moderate risk aversion in investment analysis (Knoke and Wurm, 2006).

By maximizing the certainty equivalent CE, an optimization of the tree species shares could be carried out, which takes into account the amount of the expected return, its uncertainty, the necessary investment expenditures and an aversion to increasing risk, present in most cases.

2.4.2.2 Sharpe Ratio

Another estimate in investment analysis is the so-called Sharpe Ratio (Sharpe, 1966). It describes the expected excess return in relation to the risk and is calculated as follows (Equation 19):

$$SR = \frac{M_p - R_f}{S_p} \quad (19)$$

SR	=	Sharpe Ratio
M_p	=	Mean value of the net present value of the portfolio
R_f	=	Risk free rate of return
S_p	=	Standard deviation of the net present value of the portfolio

The risk free rate of return R_f describes the size of returns that could be achieved using an alternative form of investment with no or minimal risk (e.g. government bonds). In this case the Sharpe Ratio was calculated for the portfolios of the net present values of different mixtures, so that the risk free return, per definition, is equal to 0.

The associated risk is calculated using the standard deviations of the individual mixtures. Ultimately, the Sharpe Ratio describes whether a risky investment will be rewarded, but cannot make a direct statement about the risk itself (higher returns in connection with higher risks can, for example, result in the same Sharpe Ratio as lower returns with lower risks).

3. Results

3.1 Volume

Stand volumes have been calculated for pure stands and single tree mixtures with different proportions of tree species. Pure stands of Douglas fir achieve about 611 m³ after a rotation period of 40 years, pure stands of Rauli about 341 m³. Mixed stands with 50 % Douglas fir and 50 % Rauli achieve about 406 m³. Figure 2 illustrates the volumes of pure stands and mixtures with different proportions:

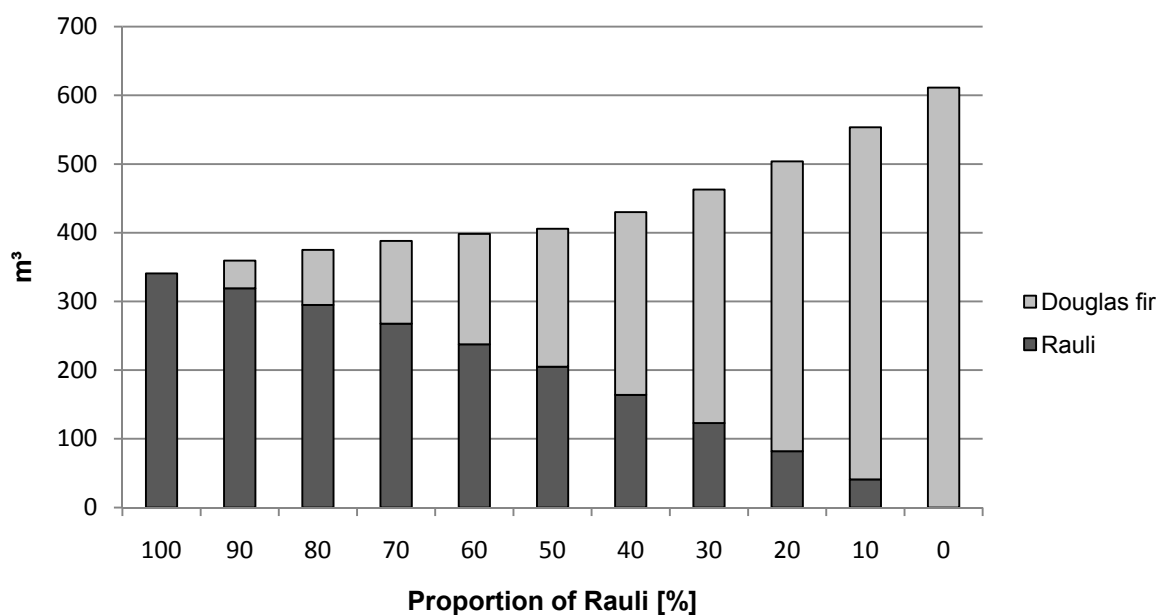


Figure 2: Volumes of pure stands and single-tree mixtures with different proportions of Rauli (age=40 years);

3.2 Financial return

After calculating costs for harvesting, yarding and transport depending on harvest-volumes, the net revenue flows at the age of 40 years and their variations have been computed. As expected, due to relatively high stand volumes the means of financial returns of pure stands of Douglas fir are considerably higher than those of pure Rauli stands. However, because of higher timber price fluctuations, the standard deviations of the expected financial returns of Douglas fir are considerably high as well (Table 7).

Table 7: Means and standard deviations of financial returns [US \$/ha] for different proportions of Rauli

Financial return [US \$/ha]	Mean		Standard deviation	
	Rauli	Douglas fir	Rauli	Douglas fir
1	8,522	0	1,451	0
0.9	8,001	997	1,359	451
0.8	7,407	1,994	1,256	902
0.7	6,739	2,992	1,141	1,353

0.6	5,998	3,989	1,013	1,803
0.5	5,184	4,986	874	2,254
0.4	4,147	6,618	699	2,976
0.3	3,110	8,464	525	3,789
0.2	2,074	10,525	350	4,691
0.1	1,037	12,800	175	5,684
0	0	15,291	0	6,768

3.3 Net Present Value and internal rate of return

Net Present Values (NPVs) have been computed for discount rates of 3.0%, 5.0% and 7.0%. As the expected returns for Douglas fir are quite high and the difference in plantation costs between both species are low, the NPV in general is increasing with the proportion of Douglas fir. The differentiation between single-tree and block mixtures shows that the effects of changed volume growth for single tree mixtures altogether have negative influence on the profitability of mixtures of Rauli and Douglas fir. Higher increments of Rauli cannot compensate, in financial terms, for the reduction of increments for Douglas fir (Figure 3).

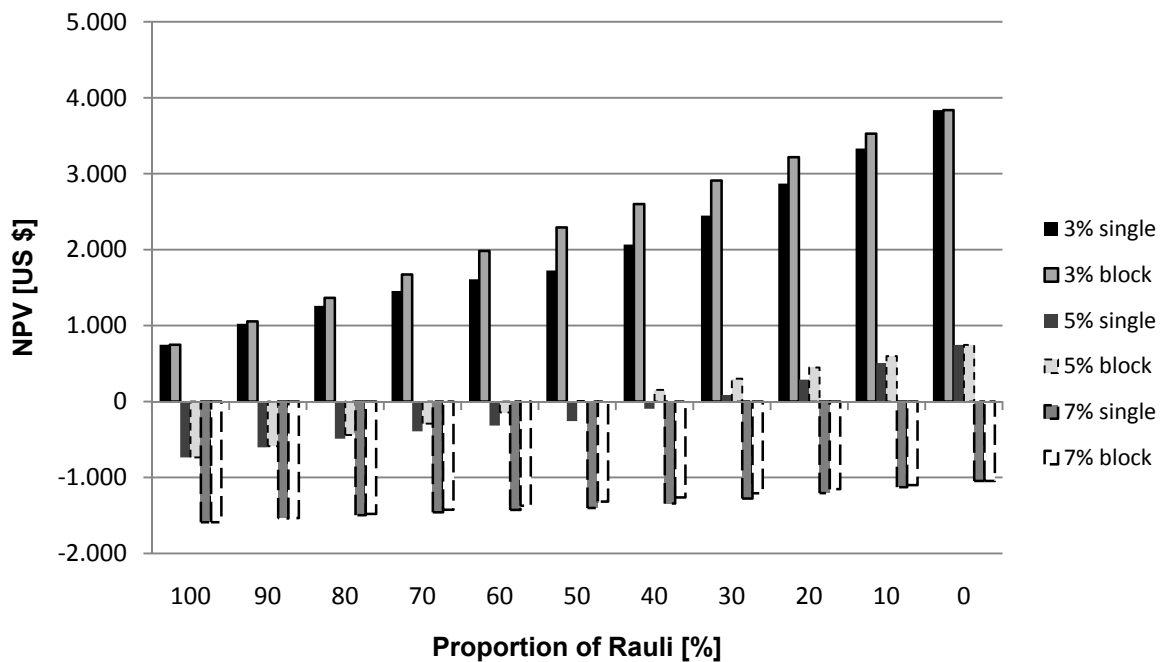


Figure 3: NPV [US \$] with discount rates of 3%, 5% and 7% for single-tree and block mixtures

The difference between NPVs of single tree and block mixtures is not very significant for Douglas fir in proportions of $\leq 20\%$ whereas block mixtures of more or less equal proportions of both species have considerable higher NPVs.

The comparison of NPV for different discount rates already shows the amount of the particular internal rate of return. Pure stands of Rauli see their NPVs equal to 0 for an internal discount rate of 3.81%, while pure stands of Douglas fir attain a rate of 5.87%. Correspondingly results the internal rates of return for different mixtures of both species (Figure 4):

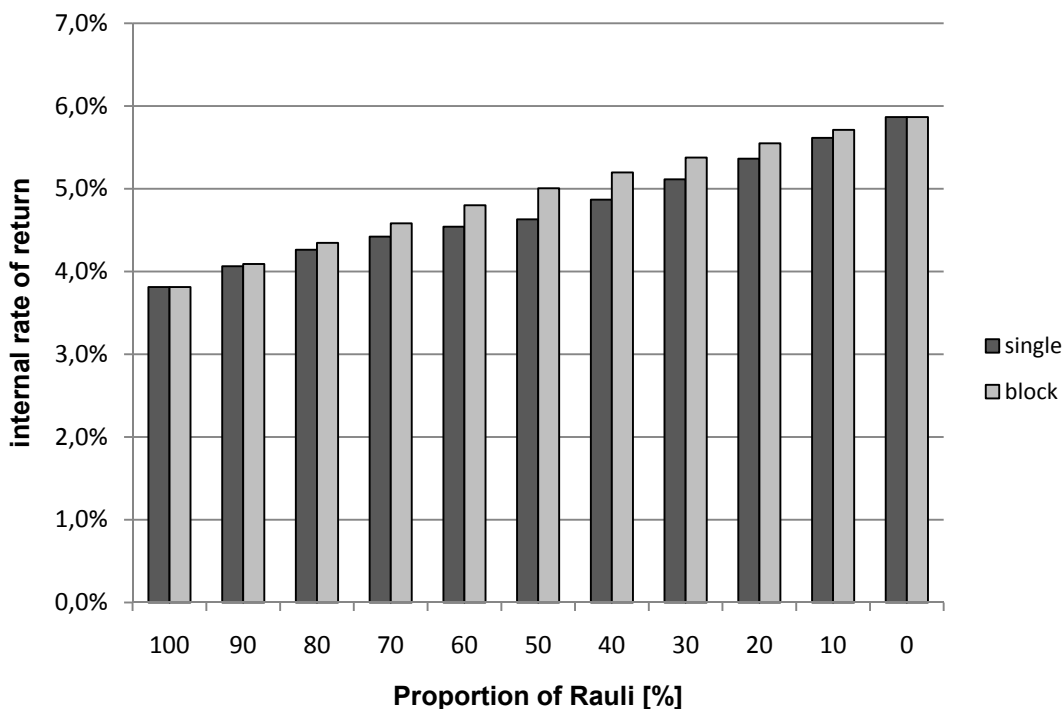


Figure 4: Internal rates of return for single tree mixtures and block mixtures

Likewise the internal rates of return tend to be higher for block mixtures than for single tree mixtures and the difference is increasing for equal proportions of both species.

These values result from expected financial returns and as shown in table 7, these expected returns possess quite different standard deviations due to varying timber price fluctuations. This kind of investment risk is taken into account in the following assessments.

3.4 Risk assessment

3.4.1 Portfolio approach

If the standard deviations of NPVs are involved into the assessment, the results concerning the optimal proportions and the optimal kind of mixture of species change more or less drastically. Figure 5 shows the risk in terms of standard deviations of NPVs and the returns in terms of NPVs for different proportions of species (left side: 100% Rauli; right side: 100% Douglas fir) and both kinds of mixtures (single tree mixtures: dotted line; block mixtures: solid line). The expected NPVs of pure Douglas fir stands and their standard deviations are considered as maximum values of 100% and compared with the percentages of other mixtures. As the correlation of timber prices was unknown, the calculations have been done for slightly negative timber price correlation ($k = -0.3$), no timber price correlation ($k = 0$) and slightly positive timber price correlation ($k = 0.3$). For figure 5 no correlation is assumed.

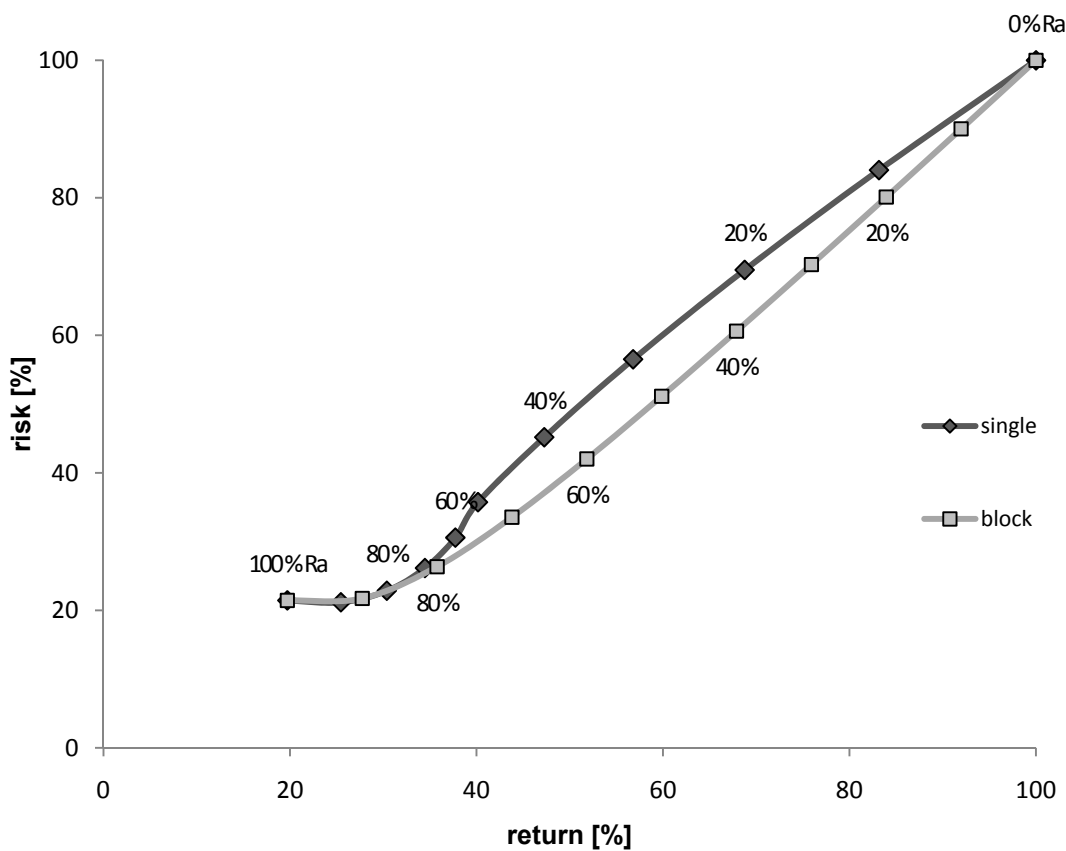


Figure 5: Risk-return table for single-tree and block mixtures with different proportions of species ($k=0$);

Comparing the risk-return relations between both pure stands, it becomes evident that Rauli stands achieve about 20% of the returns of pure Douglas fir stands and the deviation of returns amounts to 20% as well. Effects of diversification thus appear, however the shapes are quite weak and depend on the correlation of timber prices and the kind of mixture as well:

Regarding the differences between single tree mixtures and block mixtures, it is apparent that single tree mixtures, particularly with higher proportions of Douglas fir ($\geq 50\%$), hold higher financial risks compared to block mixtures. Even if mixtures with equal proportions cannot be compared directly in this form due to different returns and risks, for stands with higher proportions of Douglas fir it is always possible to identify a block mixture with lower risk than a single tree mixture and equal return.

For higher proportions of Rauli ($\geq 50\%$) the differences between block mixtures and single tree mixtures are less present, but some effects of diversification can be identified: Admixtures of Douglas fir up to 30% for single tree mixtures and 20% for block mixtures lead to a considerable increase (15%) of returns meanwhile the financial risk increases only slightly (5%), but further admixtures of Douglas fir until 50% flatten the effects of diversification for single tree mixtures.

All in all this can be explained by an augmented volume increment of Rauli in connection with lower increment of Douglas fir for single tree mixtures. Thereby the fraction of higher financial risk of Douglas fir is decreasing with the volume increment.

If we suppose moderate risk aversion for the decision maker ($a=1$), the certainty equivalent CE becomes maximal for pure stands of Douglas fir or block mixtures with fractions of around 10% of Rauli (Figure 6). For every block mixture the CE is higher than the corresponding single tree mixture.

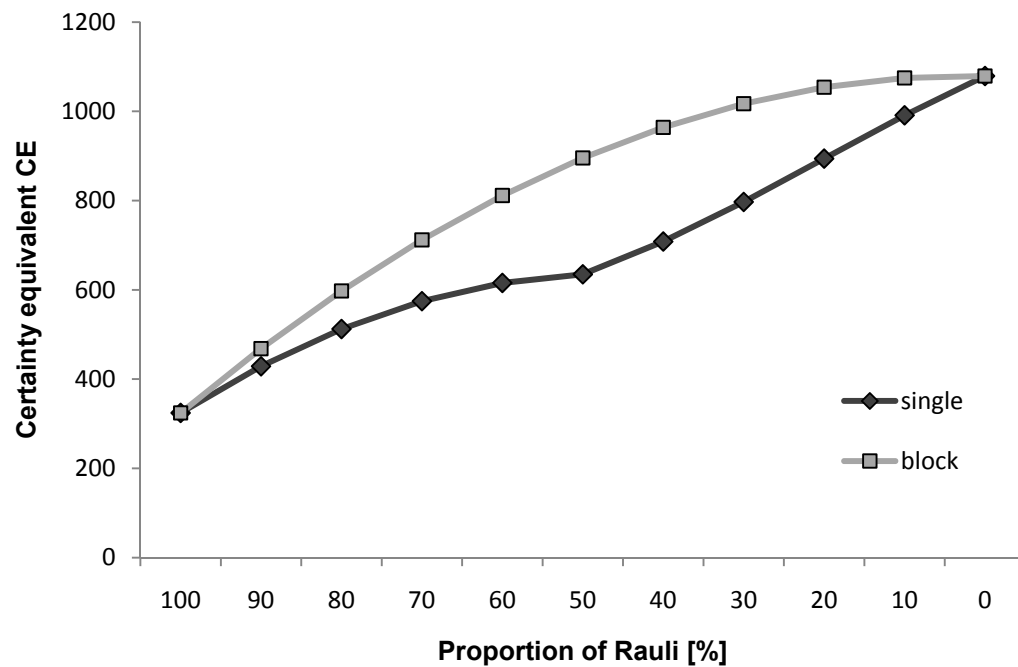


Figure 6: Certainty equivalent CE of single tree mixtures and block mixtures

However if we augment the degree of risk aversion of the decision maker, as expected the optimal fraction of Rauli increases as well: The optimum proportion of Rauli increases earlier for block mixtures but the influence of the type of mixture is decreasing with higher degrees of risk aversion as well. At least for extremely high risk aversion ($a=2.2$ for block mixtures and $a=2.4$ for single tree mixtures) the optimum proportion of Rauli exceeds 50% (Figure 7).

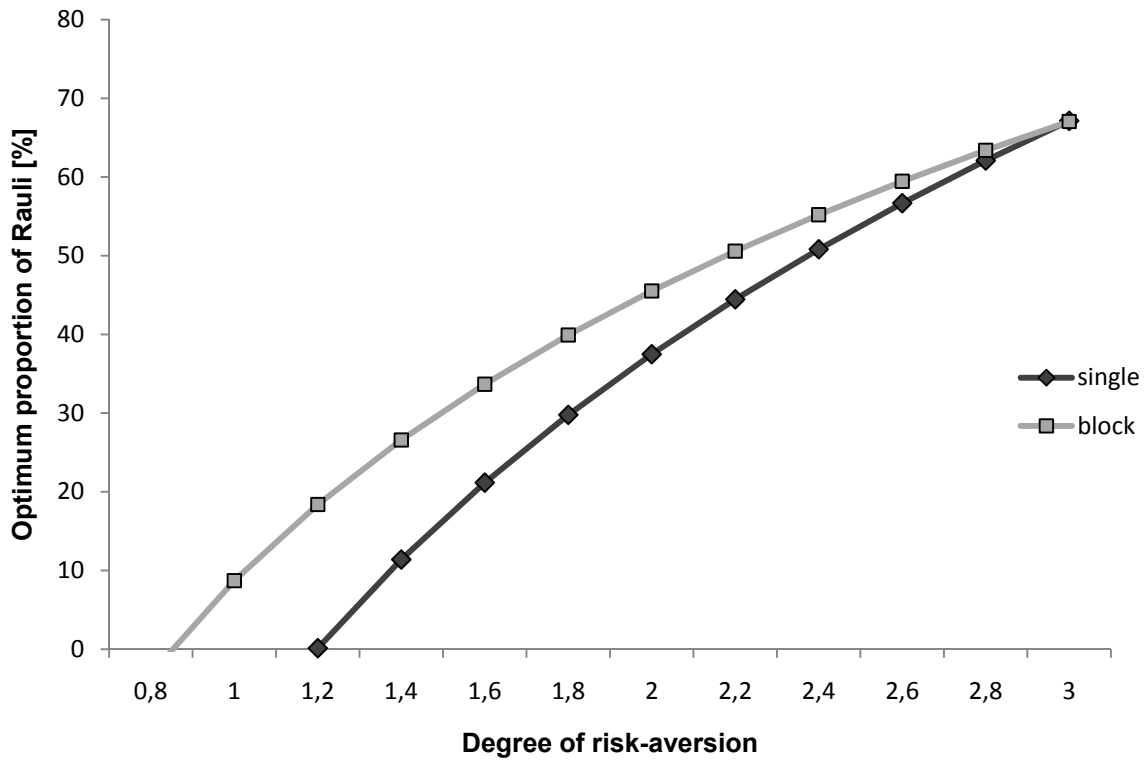


Figure 7: Optimum proportions of Rauli for different degrees of risk aversion

3.4.2 Sharpe Ratio

Mixtures with higher proportions of Rauli appear more advantageous for calculations of Sharpe Ratios. For block mixtures and for single tree mixtures the relations between expected NPVs and their dispersions achieve maximal values with proportions of 80% of Rauli (Figure 8). In this case the Sharpe Ratios is almost 50% higher than for pure Rauli or Douglas fir stands.

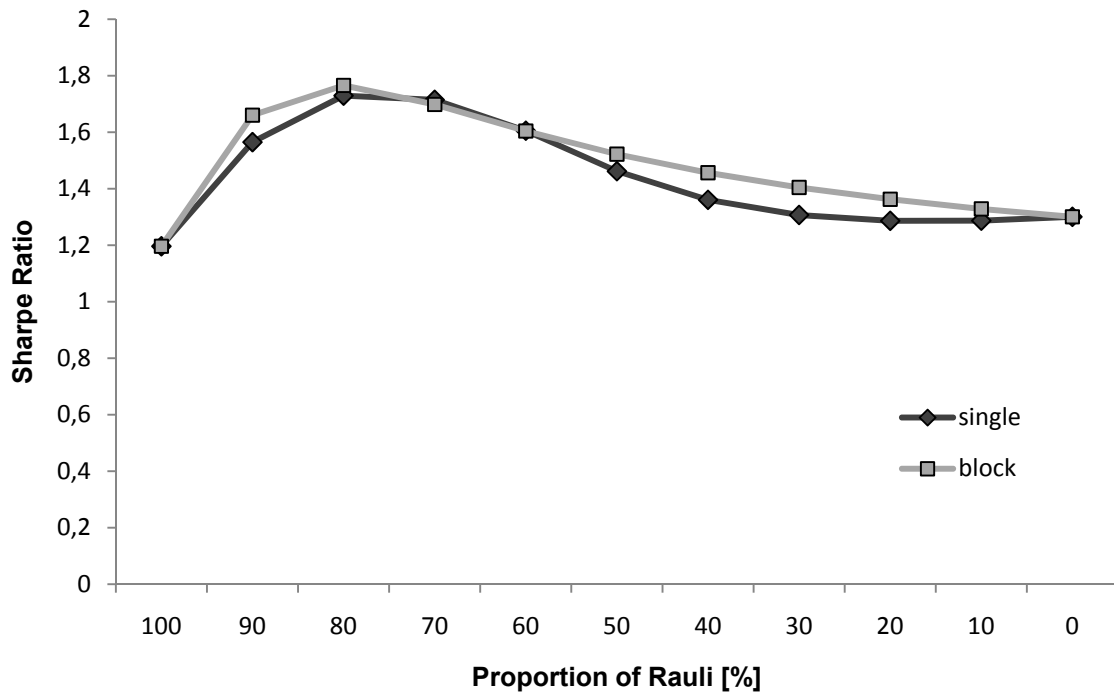


Figure 8: Sharpe Ratios for single tree mixtures and block mixtures

Comparisons of both kinds of mixtures show almost higher values for block mixtures while only proportions of 60 to 70% of Rauli seem to be more advantageous with single tree mixtures.

4. Discussion and conclusions

Different approaches for financial assessment of mixed species plantations of Rauli and Douglas fir have been presented. According to the assumptions of risk integration and risk aversion, the results vary quite intensely. As a matter of fact, the selected fundamentals of valuation are crucial as well. The predictions of volume development as well as the supposed timber prices for example have both great influences on optimization.

The models for calculations of volume development are based on data, which were collected in different sites in Southern Chile (IX. and X. Region) in line with the project “*semi-natural forests: a technical option for rehabilitation of natural forests*” (INFOR, Chile). Regional dif-

ferences of increments can influence the results of the financial assessment greatly. However, the data can be taken as mean values for the considered regions.

The computed annual mean diameter increment for Douglas fir at the age of 40 was 1.45 cm/a for block mixtures or pure stands and 1.15 cm/a for single tree mixtures. These values are comparable with results from other studies but are also relatively high: Rocuant (1967) describes for the IX. and X. Region annual mean increments of 0.61-1.34 cm/a (INFOR, 2003), although these results have been calculated for younger stands with higher tree densities. Contreras and Smith (1973) computed increments of 1.17-1.32 cm/a (INFOR, 2003) for stands at the age of 18 and 22 years in the IX. Region (Villarica); in this case the upper limit was calculated for stands with similar tree densities as those based in this study. Furthermore Emanuelli (1991) describes for the VIII. Region (Collipulli) annual mean diameter increments of 1.22-1.42 cm/a (INFOR, 2003) for stands at the age of 20 and 22 years.

The modeled annual height increments for Douglas fir were 0.91 m/a for block mixtures and 0.79 m/a for single tree mixtures at the age of 40 years. These results are comparable to anterior studies as well: Rocuant (1967) computed a range of 0.44-1.14 m/a (IX. and X. Region), Contreras and Smith (1973) calculated mean annual increment rates of 0.83-0.9 m/a (INFOR, 2003) for stands in the IX. Region.

Therefore the calculated mean annual volume increment for Douglas fir (block mixtures: 18.1 m³/ha/a; single tree mixtures: 12.5 m³/ha/a) certainly corresponds with comparable previous studies: Contreras and Smith (1973) indicated mean annual increments of 14.4-18.9 m³/ha/a, INFOR (1991) investigated stands (age 28) in the VIII. and IX. Region with increments of 14.0-24.0 m³/ha/a.

Mean annual diameter increments of Rauli at age 40 were estimated at 0.88 cm/a for single tree mixtures and 0.77 cm/a for block mixtures. These values are quite high compared to previous studies in Chile, but studies about plantations of Rauli are still scarce: Espinosa et al. (1988) for example indicated a culmination of mean annual diameter increment of 0.9 cm/a for plantations of Rauli at age 27-31 years. However, the mean annual height increments of 0.37-0.39 m/a have been considerably lower than the results of the present study (block mixtures: 0.6 m/a; single tree mixtures: 0.65 m/a).

The mean annual volume increments for Rauli were 8.9 m³/ha/a (block mixtures) or 10.7 m³/ha/a (single tree mixtures). Espinosa et al. (1988) computed mean annual volume increments of 5.1 m³/ha/a for plantations at the age of 34 years and tree density of 800 trees/ha. Beside site class varieties the higher increment rates could be caused by mixture effects as well as different silvicultural concepts: However the volume development used for financial assessment was comparable to the results of anterior studies, modern intensive management concepts with low tree densities and high thinning rates show higher increment rates for Rauli plantations (e.g. Tuley, 1980; Mujica, 1997; Grosse et. al., 2006; Müller-Using et al., 2008). Therefore shorter rotation periods (25-35 years) are possible and the results of financial assessment would change in favor of higher optimum proportions of Rauli. Longer rotation periods result in comparatively higher increments of Douglas fir. In order to include single tree mixtures of both species and the conventional silvicultural concept, we assumed an equal rotation period of 40 years for both species. This presumption might not be applicable for every situation but it is nevertheless definitely realistic. Calculations of saw-wood proportions were done by considering crown base heights as a limit for saw-wood. This can lead to slight overestimations of saw-wood proportions in the case Rauli, especially if no thinning is assumed.

A further important variable for the financial assessment is the development of timber prices. Those were taken from statistics of INFOR (Boletín de precios forestales, June 2003-September 2007). Prices for saw-wood from Rauli are mean values for the IX. Region, Malleco and prices for saw-wood of Douglas fir mean values for the IX. Region, Cautin. Even in this case regional differences cannot be excluded. Moreover estimated costs for transport (or harvest and processing) can differ depending on regional circumstances. Considering lower absolute transport costs for fuel-wood could slightly increase optimum fractions of Rauli because of higher proportions of fuel-wood. Nevertheless a crucial point considering the analysis of timber prices is the development of prices for Douglas fir. Until now the time horizon of data available was quite short and conclusions about fluctuation and correlation with timber prices of further species are still difficult to establish. However the present dataset indicated intense fluctuations of saw-wood prices and a relatively strong price increase. Therefore the fluctuation of prices can be overestimated, but the valuation was geared toward carefulness, which justifies a possible overestimation of risks. However the price fluctuation for saw-wood from Douglas fir was considerably stronger than for Rauli, which might

be an effect of a current establishment process in the timber market. Timber price fluctuations for Douglas fir might decrease in the future after being progressively established and higher proportions of this species might become recommendable from a financial point of view.

As the assortment of products has been considered in a simplified character, the NPVs could increase for a higher diversity of products. Nevertheless this is valid for both species and depends on regional timber market situations as well. Considering possible earlier returns from thinning would have similar effects but it has to be noted that the NPVs of Douglas fir would increase even more than those of Rauli because of higher growth rates.

Therefore the results of the financial assessment obviously have a preliminary character and can vary depending on regional conditions like site conditions, timber prices and so on. Anyhow it becomes obvious that depending on different approaches the results can vary, but pure stands are almost only recommendable for decision makers which want to maximize the NPVs without consideration of risks (or decision makers with low risk aversion). The integration of the risk of timber price fluctuation already resulted in shifting optimum species proportions towards Rauli. Thus, our first hypothesis ("The integration of timber price fluctuation does not affect the optimum proportions for mixtures of both species") has to be rejected.

Differences between the optimum proportions by maximization of CE and maximization of SR are caused by different perspectives of both approaches: Beside the expected NPV and its variance, the results of maximization of CE depend on the degree of absolute risk aversion (which has an individual character and probably is not constant over time) and different investment expenditures. The expected NPV is punished by a value proportional to its variance. For almost equal investment expenditures (like in this case) and equal risk aversion, the CE can increase with higher expected NPV and proportionally higher variances. On the other hand, SR considers the relation between the expected excess return (or expected NPV in this case, as the risk free return was equal to 0) and the standard deviation of expected NPV. Therefore SR increases (or decreases) for disproportionate changes of expected NPV and risks or remains equal for proportional increases (or decreases) of expected NPV and risks (with a risk free rate of return equal to 0). One unit of expected NPV is related to one unit of standard deviation. This emphasizes risk very much and leads to integration of low

risk alternatives even if the latter show low NPV. Risk aversion is only generally assumed but its degree has no influence on the decision. The information provided by SR is the relation between expected NPV and risk or the expected reward of running a risk meanwhile CE has more individual character and depends on the absolute amount of expected NPV and risks as well.

Comparing the different approaches of financial assessment, it becomes obvious as well, that block mixtures finally have slight financial advantages in relation to single-tree-mixtures. Decreased volume growth for Douglas fir in single-tree-mixtures is not compensated by the increase of volume growth for Rauli. Thus, the results of financial assessment with and without the integration of timber price fluctuation generally favor block mixtures of both species and our second hypothesis ("Changed volume growth has no impact on the decision between single-tree- and block-mixtures") can be rejected as well.

Nevertheless, further risk factors and uncertainties exist in addition to the fluctuation of timber prices. These can vary in relation with stand mixtures and should be considered as well. A higher resistance against natural hazards for example has been indicated by several studies for European mixed stands (e.g. Schütz et al., 2006) and further effects on timber quality, caused by single-tree-mixtures, can also be included in financial assessments (e.g. Knoke & Seifert, 2008).

Finally we have to note that severe future uncertainty is probably not defined sufficiently by reflections of the past. Technological innovations for example can change the conditions for timber markets or natural hazards can emerge, which have not been registered in the considered period. These unregistered uncertainties are lack of information and may lead to unexpected losses or gains; anyway, they will change the results of portfolio optimization. Robust worst-case optimization (e.g. Ben-Tal & Nemirovski, 1998; Goldfarb & Iyengar, 2003; Ben-Haim, 2006; Hildebrandt & Knoke, 2008) integrates severe future uncertainties into optimization problems and the maximization of robustness against unexpected losses might be an adequate approach for assessment of long term investment like forest plantations.

Indeed there are still open questions concerning financial assessment of investments in forestry. This paper focuses on a possible integration of single tree mixtures into portfolio optimization as well as the comparison of different assessment approaches (with and without integration of risk, individual risk attitude, relation return-risk) and their results for mixtures

of Rauli and Douglas fir in Southern Chile. The first aspect might be a further step to more comprehensive application of existing approaches, even if the reliability of the results is not yet optimal as the integration of further effects of single tree mixtures is still missing. The second aspect demonstrates the impact of risk integration and the sensitivity of optimum portfolios to estimated parameters and applied approaches. The latter as well as the recognition of severe future uncertainty call for more robust optimization techniques in forestry.

Acknowledgments:

This research was supported by German Research Foundation (DFG), project KN 586/4-1.

For language editing we wish to thank Mrs. Tyra Meininger Saudland, Mr. Mathieu Girard and Mr. Ankit Aggarwal. Furthermore, we gratefully acknowledge all colleagues from INFOR who participated in the project “semi-natural forests: a technical option for rehabilitation of natural forests” and two anonymous reviewers for their comments, which improved this manuscript significantly (remaining errors are of course our own).

References:

- Acuña, E. & Drake, F., 2003. Análisis del riesgo en la gestión forestal e inversiones silviculturales: Una revisión bibliográfica; *Bosque*, Vol. 24 N° 1, 2003, 113-124.
- Ben-Haim, Y., 2006. *Info-Gap Decision Theory: Decisions Under Severe Uncertainty*, 2nd edition, Academic Press, London.
- Ben-Tal, A. & Nemirovski, A., 1998. Robust convex optimization. *Mathematics of Operations Research* 23, 769-805.
- Cruz Madariaga, G., 1993. Untersuchungen zur Überführung von südchilenischen Nothofagus Pumilio-Naturwäldern in naturnahe Wirtschaftswälder; Inaugural-Dissertation der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Alber-Ludwigs-Universität Freiburg; 200 p.
- Degen, P., Hung, B.C., Mixdorf, U., 1997. Ökonomische Modellierung der Baumartenwahl bei Unsicherheit der zukünftigen Temperaturentwicklung. *Forstarchiv* 68, 194-205.
- Donoso, C. & Lara, A. (eds), 1999. *Silvicultura de los Bosques Nativos de Chile*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile.
- Espinosa, B., García, J., Peña, E., 1988. Evaluación del crecimiento de una plantación de rauli a los 34 años de edad. Santiago. Chile. *Agro-ciencia*. 4 (1).
- Goldfarb, D. & Iyengar, G., 2003. Robust portfolio selection problems. *Mathematics of Operations Research* 28, 1-38.
- Grosse, H., 1988. Crecimiento de plantaciones de Raulí y Roble bajo dosel en dependencia del grado de luminosidad y fertilización. *Ciencia e Investigación Forestal* 2 (3): 13-80.
- Grosse, H., Larrain, O., Mujica, R., 2006. Valorización de los bosques de segundo crecimiento para los tipos forestales roble-rauli-coigue y coigue-rauli-tepa. En: *Actas Simposio Internacional IUFRO: II Congreso Latinoamericano IUFRO*. La Serena, Chile, 2006.
- Hegyí, F., 1974. Growth models for tree and stand simulation; *Institutionen för Skogsproduktion; Department of Forest Yield Research, Nr 30; Stockholm - Schweden; 74-87*.
- Hildebrandt, P. & Knoke, T., 2008, submitted. Optimizing the shares of tree species in mixed forest plantations with poorly estimated financial parameters. *Ecological Economics*.
- INSTITUTO FORESTAL (INFOR), CORPORACIÓN NACIONAL FORESTAL (CONAF), 1997. *Monografía de Rauli – Nothofagus alpina – Potencialidad de Especies y Sitios para una Diversificación Silvícola Nacional; Santiago de Chile 1997*.
- INSTITUTO FORESTAL (INFOR), 2003-2007. *Boletín de precios forestales*. Centro de Información Forestal, CIF; Santiago, Chile.
- Kirchlechner, P., 2007. Zum Einfluss von Nachbarschaftsbeziehungen auf ertragskundliche Kennwerte in Nothofagus- und Pseudotsuga-Aufforstungen im südlichen Chile. Diplomarbeit an der Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement der Technischen Universität München.
- Knoke, T., 2003. Eine Bewertung von Nutzungsstrategien für Buchenbestände (*Fagus sylvatica* L.) vor dem Hintergrund des Risikos der Farbkernbildung; *Forstliche Forschungsberichte München; Nr. 193; 199 p*.
- Knoke, T., Stimm, B., Ammer, C., Moog, M., 2005. Mixed forests reconsidered: A forest economics contribution to the discussion on natural diversity. *Forest Ecology and Management* 213, 102-116.

- Knoke, T. & Wurm, J., 2006. Mixed forests and a flexible harvest strategy: A problem for conventional risk analysis? *European Journal of Forest Research* 125, 303-315.
- Knoke, T., 2007. Finanzielle Risiken von Rein- und Mischbeständen. *LWF Wissen*, Nr. 58: 34-37.
- Knoke, T. & Hahn, A., 2007. Baumartenvielfalt und Produktionsrisiken: Ein Forschungsein- und –ausblick. *Schweizerische Zeitschrift für das Forstwesen* 158, 312-322.
- Knoke, T. & Seifert, T., 2008. Integrating selected ecological effects of mixed European beech-Norway spruce stands in bioeconomic modeling. *Ecological Modelling* 210, 487-498.
- Lönnstedt, L. & Svensson, J., 2000. Return and Risk in Timberland and Other Investment Alternatives for NIPF Owners. *Scand. J. For. Res.* 15, 661-669.
- Markowitz, H., 1952. Portfolio selection. *J Finance* 7: 77-91.
- Müller-Using, B., Quiroz, I., Bahamondes, C., Martin, M., Mujica, R., 2008: Sekundärwälder von *Nothofagus obliqua* und *N. alpina* in Chile zwischen 36 und 41 Grad südlicher Breite. *Forstarchiv* 79. Jahrg.(2008). S. 66-76
- Mujica, R., 1997. Análisis económico privado de una plantación de *Nothofagus alpina* ubicada en la Provincia de Valdivia. Tesis. Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile. 132 p.
- Penttinen, M. & Lausti, A., 2004. The Competitiveness and Return Components of NIPF Ownership in Finland. *The Finnish Journal of Business Economics*, Special Edition 2/2004.
- Quiroz, I. & Rojas, Y., 2003. Pino ponderosa & Pino oregón. Coníferas para el sur de Chile. Instituto Forestal Sede Los Lagos, Valdivia, 2003, 147-155.
- Reineke, L. H., 1933. Perfecting a Stand Density Index for Even-Aged Forests. *J. Agric. Res.* 46: 627-638.
- Schmidt, M., Spellmann, H., Nagel, J., 2001. Waldwachstumskundliche Entscheidungshilfen zur Ästung der Douglasie. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 172, 126-136.
- Schütz, J.-P., Götz, M., Schmid, W., Mandallaz, D., 2006. Vulnerability of spruce (*picea abies*) and beech (*fagus sylvatica*) forest stands and consequences for silviculture. *Eur. J. Forest Res.* 125, 291-302.
- Sharpe, W.F., 1966. Mutual fund performance. *The Journal of Business* 39, 119-138.
- Spremann, K., 1996. *Wirtschaft, Investition und Finanzierung*. Oldenburg, München, Wien 1996.
- Thomson, T.A., 1991. Efficient Combinations of Timber and Financial Market Investments in Single-Period and Multiperiod Portfolios. *Forest Science* 37, 461-480.
- Tuley, G., 1980. *Nothofagus* in Britain. Forestry Commission. *Forest Record* 122. 26 p.
- Valkonen, S. & Valsta, L., 2001. Productivity and economics of mixed two-storied spruce and birch stands in southern Finland simulated with empirical models. *For. Ecol. Manag.* 140, 133-149.
- Weber, M.-W., 2002. Portefeuille- und Optionspreis-Theorie und forstliche Entscheidungen. *Schriften zur Forstökonomie* Band 23. Frankfurt a.M.: Sauerländer's.
- Wippermann, C. & Möhring, B., 2001. Exemplarische Anwendung der Portfeuilletheorie zur Analyse eines forstlichen Investments. *Forst und Holz* 56, 267-272.
- Zinkhan, F. C. & Cubbage, F.W., 2003. Financial Analysis of Timber Investments. In: Sills, E.O. and Abt, Karen Lee (eds.). *Forests in a Market Economy*. Forestry Sciences 72. Dordrecht, Boston, London: Kluwer, 77-95.
- Zinkhan, F. C., Sizemore, W. R., Mason, G., Ebner, J., 1992. *Timberland Investments*, 208 pp. Timber Press, Portland, OR. ISBN 0-88192-218-8.

Publikation 4

Hildebrandt, P. and Knoke, T., 2009. Optimizing the shares of native tree species in forest plantations with biased financial parameters.

Ecological Economics 68, 2825-2833.

© 2009 Elsevier B.V. Reproduced with permission.

OPTIMIZING THE SHARES OF NATIVE TREE SPECIES IN FOREST PLANTATIONS WITH BIASED FINANCIAL PARAMETERS

Patrick Hildebrandt and Thomas Knoke

Institute of Forest Management
Department of Ecology and Ecosystem Management
Center of Life and Food Sciences Weihenstephan
Technische Universität München
Am Hochanger 13, 85354 Freising, Germany

Correspondence address: Thomas Knoke, Am Hochanger 13, 85354 Freising, Germany

Tel.: + 49-8161-71-4700; fax: + 49-8161-71-4616

E-mail: knoke@forst.wzw.tum.de

Abstract. Addressing uncertainty is a key requirement to follow the principle of precaution in sustainable ecosystem management. The maximization of worst-case outcomes according to the “maximin” decision rule, based on the two parameters mean and variance of a financial indicator, is a prominent approach to integrate uncertainty in decision-making. In forestry, the problem of selecting the optimum tree species combination for a forest plantation investment can be seen as a problem of optimal portfolio selection, to be solved according to the “maximin” decision rule. Yet, it is well known that portfolios computed from expected means and variances are highly sensitive to changes in the estimated parameters. The financial results may be poor if we rely too much on the historical data. This paper tests an extended worst-case model that considers a lower bound for the expected mean net present value (NPV) of a tree species portfolio and an upper bound for its variance. Biased expected mean NPVs, variances and correlations for the tree species *Picea abies* [L.] Karst. (Spruce) and *Fagus sylvatica* L. (Beech) were used to test the variability of the resulting tree species portfolios (27 scenarios). A comprehensive simulated data set, which was adopted from an existing study and defined as the independent reference, served to evaluate the financial performance of the tree species portfolios obtained from optimization with the biased data. Compared with the results of classical worst-case optimization instances, it was feasible to reduce the variability of tree species shares effectively when the optimization was carried out with the extended worst-case approach. Furthermore, the financial performance of this approach was better when tested with the independent data. The worst-case forest NPVs achieved with the extended approach were on average 10 % (statistical confidence 0.95) or 147 % (statistical confidence 0.99) greater in comparison to the results of the classical approach. The influence of the uncertainty parameters selection was tested and the results were discussed against the controversial viewpoints on the usefulness of the “Information-gap Decision Theory”. Finally, the significance of our results for sustainable ecosystem management is pointed out.

Keywords: Severe uncertainty, “maximin” decision rule, worst-case modeling, diversification, information-gap decision theory

1. Introduction

Forestry approaches and management practices which may be identified as “close-to-nature”, “nature-based”, “near-natural” or “ecosystem management” have obtained increasing intellectual interest (Gamborg and Larsen, 2003; Bristow et al., 2006). Working with native tree species and mixed species approaches belong to this overall shift to ecologically oriented forest management. In Germany, the concerns on forest decline in the 1980s and the enormous damage caused by storms and insects to pure coniferous species forests (almost Spruce, which is not native to many sites where it is grown) have led to the abandonment of pure conifer forests in most official management rules (e.g., Baumgarten and von Teuffel, 2005; Fritz, 2006). Here, the trend towards broadleaves and native tree species is justified by the ecological benefits of these forest types, such as soil improvement, provisioning of ecosystem services, higher biodiversity and greater resilience, rather than by financial reasons (Knoke et al., 2008).

The shift towards a more natural forest composition is not necessarily supported by classical forest economics analysis, since the broadleaved species, native to most sites in Germany, are often the worse economic performers (Möhring, 2004; Knoke et al., 2005). Yet, native tree species are usually better adapted to site conditions and thus often suffer lower risks (von Lüpke and Spellmann, 1999). If they cover some parts of forest plantations, their greater resistance against biotic and abiotic hazards can also stabilize financial returns in the long run (Knoke et al., 2005). This fact would lead to sustainability not only from an ecological but also from an economical point of view.

Various studies in forest economics have already focused on the composition of tree species on a given forest land (e.g. Thomson, 1991; Deegen et al., 1997; Weber, 2002; Knoke et al., 2005, Knoke and Wurm, 2006; Knoke and Hahn, 2007; Knoke et al., 2008; Beinhofer, in press; Hildebrandt et al., in press). Other examples of financial optimization of species shares exist in the fields of fishery (Edwards et al., 2004) and grassland management (Koellner and Schmitz, 2006). The mentioned studies build on the fact that mixed ecosystems show effects of risk compensation similar to diversified portfolios of stocks (Knoke, 2008). However, as long-life forests differ from stock portfolios, their composition cannot be directly adjusted to current market developments, since a change of tree species composition is a long-term op-

eration. Robust optimization methods, that secure acceptable financial results even under pessimistic assumptions, are thus needed.

Optimization of tree species composition poses a challenge: Different to other assets, we have neither stock market data for the single forest stands, nor time series for timber prices or biophysical risks like storms, insect attacks or snow breakage, that comprise several rotations. We thus have to simulate the required financial data over long time periods that we need to address in forestry. The resulting estimates on financial parameters are highly uncertain on the one hand. On the other hand, the optimal tree species composition is extremely sensitive to these parameter estimates. Based on various scenarios on plantation management, different biophysical risks and risk attitudes of decision-makers, the derived optimal shares of the broadleaved tree species *Fagus sylvatica* L. (European beech), which is native to most sites in Germany, may range between almost zero and more than 60 percent (Knoke et al., 2005; Knoke and Wurm, 2006). This considerable range should warn us not to rely too much on one simulated scenario. Moreover, highly variable results are not convincing for forest practitioners and thus, for the case of Germany, forest practitioners often base their tree species choice primarily on intuitive considerations.

In order to optimize the composition of tree species, scientific studies often apply optimization methods which are based on the mean net present value (NPV) and its variance. From studies of other fields than forestry it is well known that, despite the theoretical success of the mean-variance models (Bai et al., 1997), the practical relevance of the resulting portfolios is generally not very significant (Goldfarb and Iyengar, 2003). Solutions of mean-variance optimization are generally extremely sensitive to changes in the financial input parameters, with the latter usually being simulated exclusively on a historical data basis. However, it is not possible to reflect future changes from historical data and thus alternatives for a “robust” optimization have been proposed. The so called “Information-Gap Decision Theory” (IGT), promoted by Ben-Haim (2006), has recently gained considerable popularity especially in ecological studies. These studies optimize, for example, habitats or reserves under severe uncertainty (e.g. Regan et al., 2005; Halpern et al., 2006; Moilanen et al., 2006). But also regarding financial optimization IGT has been considered as a possible solution for decision making under severe uncertainty (e.g. Ben-Haim, 2005; McCarthy and Lindenmayer, 2007; Knoke, 2008). Nevertheless, both the originality and usefulness of IGT have already been

sharply questioned. Sniedovich (2007) has shown that IGT is only a simple variant of the classical “maximin” decision-rule. He has stated that IGT carries out only a very local consideration of uncertainty. Although Knoke (2008) has pointed out the analytical appeal of IGT, he has also demonstrated that the results from this optimization model do not differ from those obtained with classical optimization methods, as for example the minimization of the probability of failure.

Forest ecosystem management needs to address future uncertainty more comprehensively than it has done up to now. When optimizing tree species shares it is very likely that the operation can be carried out only with biased input parameters, since we have to anticipate states that lie very far in future. We should thus not have too much confidence in our modeled financial input parameters. We rather have to address the severe uncertainty inherent in the estimated financial data. According to the principle of precaution we are to consider that our estimates for the expected mean and its variance may be too optimistic. Hence, we want to test whether tree species portfolios obtained from optimization with biased financial parameters can nevertheless provide comparatively high financial outcomes, even in the case when extremely wrong parameter estimates are used as an input. We therefore find it necessary to look for rather stable solutions under variable input parameters that deliver acceptable financial results (i.e. positive and relatively high NPV) even under pessimistic scenarios. Our objective is thus to test the stability of simple tree species portfolios and their financial performance for various biased estimates on means and variances of the tree species’ NPVs. This is done under a classical and an extended modeling approach, which considers information-gaps. We thus do not change the considered decision rule in principle, but we a priori take into account that the simulated data may be biased.

2. Methods

Establishing young forest stands usually means providing products and services for future generations and thus decision-making has to consider sustainability requirements. When seeking sustainable ecosystem management, scientists often recommend a perspective of precaution (Figge and Hahn, 2004; Wunder, 2000; Knoke and Moog, 2005; Weber-Blaschke

et al., 2005; Krysiak, 2006). The point of view of precaution holds not only for ecological but also for financial aspects. Sustainable management should secure future management options and stabilization of long-term financial returns. To carefully address the uncertainty situation under which we have to decide on tree species, we may analyze the financial consequences of various tree species portfolios under pessimistic assumptions in order to make sure that even then acceptable results are secured.

Dealing with uncertainty can principally be seen as a two-player game, as it has been explained in detail by, for example, Sniedovich (2007). Dependent on the attitude of the decision-maker (first player), whether pessimistic or optimistic, it is assumed that nature (second player) plays against or with him. So called “maximin” rules are the classical, but still popular decision-rules. “Maximin” decision-making reflects risk-aversion and is principally able to support sustainable management. It tells us that we should rank alternatives by their worst possible outcomes: the alternative whose worst outcome is superior to the worst outcome of others has to be selected:

$$\max_{d \in D} \min_{s \in S(d)} f(d, s)$$

This means, that the decision maker would first select a decision $d \in D$ from the decision space available to him to maximize the outcome $f(d, s)$. Nature would then, given d , select a state $\{S(d): d \in D\}$ to minimize the outcome $f(d, s)$, an assumption that reflects the risk-avoiding attitude of the decision-maker. The decision-maker has then to find the decision which performs best under this pessimistic assumption.

The application of “maximin” rule requires estimating possible worst-case outcomes (the minimized outcomes provided by nature to the pessimistic decision-maker) of the various possible choices. This would also enable optimizing decisions on portfolio selection, seen as a “maximin” game. Consider a forest plantation as a portfolio of various independent tree species and assume that the value of this portfolio, V_p , given by the sum of all discounted future net revenues (i.e. the net present value, NPV), should be maximized according to the “maximin” rule. Let the distribution function of possible portfolio NPVs V_p , be known and normal: $V_p \sim N(E(V_p), VAR(V_p))$. Given an accepted statistical confidence level, $1-\alpha$, the expected worst-case result, V_{w-c} , can then be predicted and maximized by means of select-

ing the optimum shares of the tree species in the forest portfolio, \mathbf{f}^* , as the vector of tree species shares that maximizes the worst-case forest NPV, V_{w-c} :

$$\max_{(\mathbf{f}: \mathbf{1}^T \mathbf{f} = 1, V_{w-c}, V_p \in V, \alpha > 0)} V_{w-c} = \Phi^{-1} \left(\alpha, E(V_p), \sqrt{VAR(V_p)} \right) \quad (1)$$

with V as the set of possible forest portfolio NPVs and Φ^{-1} as the inverse of the normal distribution function.

However, as reported above it is well known that the optimum portfolio composition, \mathbf{f}^* , is generally highly sensitive to the estimated portfolio parameters, mean and variance ($\tilde{E}(V_p), \tilde{VAR}(V_p)$) (e.g., Goldfarb and Iyengar, 2003). A biased estimation of future timber prices, their volatility, logging costs, timber growth, tree species survival probabilities or other important factors can lead to a very poor approximation of the true future values. We should therefore define uncertainty sets that possibly include the true values for our parameters ($E(V_p), VAR(V_p)$) to consider the severe uncertainty involved with their estimation.

For the expected NPV of the forest portfolio, V_p , we can formulate the following uncertainty set:

$$U(\tilde{E}(V_p), h) = \{E(V_p) : |E(V_p) - \tilde{E}(V_p)| \leq h\}, h \geq 0$$

with

$$\tilde{E}(V_p) = \tilde{\mathbf{v}}^T \mathbf{f} \quad (2)$$

$$\mathbf{1}^T \mathbf{f} = 1$$

$$h = \omega \tilde{v}$$

Here $\tilde{\mathbf{v}}$ is a vector of estimated NPVs of the considered single tree species and \mathbf{f} is a vector of the possible shares of the tree species. The uncertainty level, h , has to be selected by the decision-maker. It describes the information-gap that results from the difference between what we know and what is needed to draw a correct decision. We propose to estimate this

uncertainty level proportional to a naive approximation of the forest NPV, which does not consider the shares of the tree species. The approximation is formed by the arithmetic mean of the single per unit NPVs of the considered tree species. The number ω is a decimal number that controls the level of uncertainty, h . Note that the uncertainty set described with Eq. 2 is a simple information-gap model (Ben-Haim, 2006). It comprises all possible true mean forest portfolio NPVs ($E(V_p)$), whose deviation from the estimated mean NPV ($\tilde{E}(V_p)$), quantified by the absolute value of the difference between the estimated NPV and a member of U , is not greater than h . The uncertainty set in Eq. 2 thus contains all possible true but unknown mean NPVs consistent with the estimated mean NPV.

We may now use Eq. 1 to estimate a possible worst-case forest NPV with the following pessimistic lower bound of the true but unknown expected forest NPV:

$$E(V_p) = \tilde{\mathbf{v}}^T \mathbf{f} - \omega \tilde{v} \quad (3)$$

Not only the true mean NPV, but also its variance can only be approximated with a given, probably great, uncertainty. The variability derived from historical data may not be representative for future variability. The variance of the forest portfolio is subject to the uncertainty reflected in the estimated covariance matrix, $\tilde{\Sigma}$. The true covariance matrix can be seen as a member of the following uncertainty set:

$$U(\tilde{\Sigma}, a) = \{ \Sigma : \|\Sigma - \tilde{\Sigma}\|_F \leq a \} \quad a > 0 \quad (4)$$

with

$$\tilde{V}AR(V_p) = \mathbf{f}^T \tilde{\Sigma} \mathbf{f}$$

$$a = \sqrt{\sum_i |\Delta V AR(V_i)|^2}$$

$$\hat{a} = \varepsilon \overline{\tilde{V}AR(V_i)}$$

Here, Σ is the true covariance matrix, $\overline{\tilde{VAR}(V_i)}$ is the arithmetic mean of the estimated variances of the NPVs of single tree species and $\|\cdot\|_F$ is the Frobenius norm of the matrix which contains the differences between Σ and $\tilde{\Sigma}$, $\Delta VAR(V_i)$. For the sake of simplicity we assume the covariances to be exactly known in $\tilde{\Sigma}$ so that there are no differences between Σ and $\tilde{\Sigma}$ in this regard (we later test whether this simplification can be justified). We can thus see a as the norm obtained from the unknown differences between the estimated and the true variances of the individual tree species' NPVs. We propose to estimate the upper bound of this norm, \hat{a} , proportional to the arithmetic mean of the NPV variances for the single tree species. The number ε is again a decimal that defines the level of uncertainty in the variance estimation, which has to be decided on by the decision-maker.

We may now write for the true but unknown forest portfolio variance as a pessimistic upper bound to be used in Eq. 1:

$$VAR(V_p) = \mathbf{f}^T (\tilde{\Sigma} + \hat{a} \mathbf{I}) \mathbf{f} \quad (5)$$

The assumption will be discussed later that all the unknown variance components to be considered for every tree species are the same, independent from the specific variance estimated for a single tree species. For a robust optimization it is important that the unknown variance components are really independent from the biased parameters of the single variances of tree species' NPVs. If we would estimate them proportionally to the biased estimates of the variances of tree species' NPVs, we would only increase the bias and the composition of the portfolios would even become more unbalanced and variable. The shares of tree species whose estimated NPV variances are great would be further reduced and the shares of those whose NPV variances are small would further increase. We inevitably considered the unknown part of variance as a black box, as de facto no information is available about additional systematic and unsystematic risks that the future may bring. To assure independence from the estimated values the upper bounds of the unknown variance components were thus computed naively proportional to the arithmetic mean of the variances of the single tree species (see Eq. 4).

We assume that the naive estimation of the uncertainty levels, which is independent from the biased estimates, will stabilize the results of the optimal tree species shares, even if we vary the biased estimates for means and variances in Eq. 1. Below we compare the optimal portfolio composition for a two-species forest plantation, derived by using the biased estimates for means and variances to maximize Eq. 1 (classical worst-case modeling), with an optimization based on means and variances and adjusted to uncertainty according to Eq. 3 and 5 (extended worst-case modeling). Simulated data sets published by Knoke and Wurm (2006) were defined as reference data and utilized to evaluate the financial performance of the optimizations carried out with biased parameters.

2.1. Reference data sets

To evaluate the possible impact of integrating severe uncertainty into the optimization process, we used reference data sets from an existing study. Knoke and Wurm (2006) simulated long-term forest management data for the European tree species *Picea abies* [L.] Karst. (called Spruce from here onwards) and *Fagus sylvatica* L. (called Beech from here onwards) by means of the Monte-Carlo simulation technique. The plantation area of Spruce was extended far beyond its natural limits (Spiecker, 2003) in Germany, while Beech would dominate the natural vegetation cover in Central Europe. To assure comparability of the simulated NPVs with those derived in other forest science studies they selected an extremely long time horizon of 500 years. Therefore, the results are comparable to those obtained under deterministic optimization for an unlimited time horizon, which forest economics studies often assume when applying the so called “Faustmann” approach (e.g., Chang, 1998). The rotation for both tree species was 100 to 110 years, depending on the stochastically simulated timber price, and they integrated natural hazard risks as well as timber price volatility. Distributions of NPVs (sums of discounted net revenue flows) were generated by means of 1,000 repetitions for various portfolios of both tree species (Table 1).

Table 1. Simulated financial data on NPV distributions (reference data sets) for various tree species shares (fraction of Spruce=1-fraction of Beech), adopted from Knoke and Wurm (2006), with alterations

Moments of the reference data distributions of NPVs (Euro ha ⁻¹)											
Fraction of Beech	Mean	Standard deviation	Quantiles								
			0.99	0.95	0.90	0.75	0.50	0.25	0.10	0.05	0.01
0	5,028	2,599	8,827	8,259	7,928	7,317	5,447	2,958	1,545	444	-1,083
0.05	4,971	2,468	8,592	7,994	7,717	7,157	5,424	3,029	1,649	628	-788
0.1	4,914	2,340	8,355	7,762	7,535	6,998	5,321	3,093	1,768	817	-540
0.15	4,858	2,214	8,125	7,617	7,363	6,823	5,204	3,139	1,852	900	-338
0.2	4,801	2,092	7,881	7,442	7,188	6,652	5,122	3,172	1,903	1,070	-144
0.25	4,744	1,973	7,697	7,225	7,008	6,495	5,038	3,219	2,028	1,241	54
0.3	4,688	1,859	7,497	7,089	6,832	6,351	4,938	3,268	2,158	1,401	236
0.35	4,631	1,750	7,295	6,917	6,672	6,189	4,771	3,350	2,137	1,512	415
0.4	4,574	1,648	7,087	6,742	6,506	6,046	4,671	3,374	2,245	1,693	610
0.45	4,518	1,554	6,892	6,595	6,347	5,894	4,588	3,457	2,344	1,830	546
0.5	4,461	1,468	6,731	6,420	6,184	5,744	4,512	3,467	2,460	1,926	574
0.55	4,404	1,394	6,592	6,265	6,037	5,595	4,499	3,499	2,563	1,942	585
0.6	4,348	1,332	6,448	6,125	5,887	5,440	4,478	3,507	2,637	1,934	513
0.65	4,291	1,286	6,336	5,983	5,727	5,296	4,440	3,540	2,638	1,858	414
0.7	4,234	1,255	6,242	5,825	5,607	5,198	4,407	3,582	2,630	1,689	276
0.75	4,178	1,242	6,160	5,701	5,467	5,066	4,360	3,645	2,503	1,567	118
0.8	4,121	1,247	6,078	5,573	5,352	4,938	4,329	3,703	2,495	1,424	-282
0.85	4,064	1,269	6,001	5,481	5,269	4,886	4,308	3,751	2,357	1,323	-534
0.9	4,008	1,309	5,934	5,473	5,210	4,809	4,286	3,722	2,300	1,061	-724

0.95	3,951	1,364	5,858	5,458	5,159	4,762	4,276	3,662	2,055	858	-1,072
1	3,894	1,433	5,879	5,427	5,199	4,735	4,237	3,595	1,850	576	-1,425

The net revenue flows were discounted with an interest rate of 0.02. This interest rate is very low for a private investor. It was seen as the risk-free internal rate of return for an extremely long-term investment. Heal et al. (1996) pointed out, that individuals use interest rates in the order of 2% if the time horizon extends to one hundred years. The rotation periods in Germany (100 to 110 years in our study) are actually often extremely long (Moog and Borchert, 2001) and cannot be explained with high interest rates. The simulated NPV data, however, do not consider the uncertainty of tree plantation investments by means of a risk-adjusted interest rate (e.g., Kruschwitz, 2005). Knoke and Wurm (2006) used a 2% risk-free interest to compute NPVs, which are positive if the tree plantation investments' internal rates of return are greater than 2%. Instead of increasing the interest rate, the uncertainty was addressed explicitly by analyzing the range of NPVs under uncertainty and by maximizing their worst-cases.

Knoke and Wurm (2006) carried out their investigation considering the average growth conditions in Southern Germany. Based on reservation prices they applied flexible harvest policies, where the timing of timber harvests depended on the simulated timber price. The biophysical data resulted from projections of pure stands by means of growth models. Thereby the data excluded effects accruing by interactions of tree species in mixed forests stands, which consist of groups of different tree species or single tree mixtures (see Knoke and Seifert, 2008 for a first approach to consider this aspect).

A greater biophysical yield, as compared to Beech, resulted for the conifer Spruce. Given the absence of damages (meaning that the biophysical risks such as wind damage, snow breakage or insect attacks are ignored) an average volume increment of $10.30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ was simulated for Spruce, while Beech showed only $6.92 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. The integration of biophysical (wind damage, snow breakage, insect attacks) and timber market risks led to an extreme dispersion of the simulated NPVs (Table 1). A forest comprising 100% Beech showed a NPV of 3,894 Euro ha^{-1} and a standard deviation of $\pm 1,433$ Euro ha^{-1} . Pure Spruce was more profitable (NPV of 5,028 Euro ha^{-1}), but also more risky (standard deviation of 2,599 Euro ha^{-1}).

While a species composition of 75% Beech and 25% Spruce had a NPV proportional to the shares of both species, its standard deviation was only 1,242 Euro ha⁻¹, which was even smaller than that of the pure Beech forest. Obviously the tree species mixture resulted in risk compensation, due to slightly correlated biophysical risks and weak, negatively correlated timber prices. The coefficient of correlation between the NPV of Spruce and Beech was almost zero.

2.2. Scenarios with biased means and variances of NPV

The above described, simulated data sets were used as a reference to evaluate the performance of the classical and the extended optimization approach. To test the sensitivity of the shares of tree species to changes in the input parameter estimates we used 27 combinations of biased mean NPVs, standard deviations and correlations (Table 2).

Table 2. Combinations of biased data on means and standard deviations as well as correlations generated to lie around the parameters of the reference data sets

Scenario no.	Spruce variant	NPV (Euro ha ⁻¹)		Beech variant	NPV (Euro ha ⁻¹)		Coefficient of correlation
		Mean	Standard deviation		Mean	Standard deviation	
1		6,536	4,150		5,062	2,634	-0.3
2	Optimistic	6,536	4,150	Optimistic	5,062	2,634	0.0
3		6,536	4,150		5,062	2,634	0.3
4		6,536	4,150		3,894	1,433	-0.3
5	Optimistic	6,536	4,150	Realistic	3,894	1,433	0.0
6		6,536	4,150		3,894	1,433	0.3
7		6,536	4,150		2,726	1,000	-0.3
8	Optimistic	6,536	4,150	Pessimistic	2,726	1,000	0.0
9		6,536	4,150		2,726	1,000	0.3
10		5,028	2,599		5,062	2,634	-0.3
11	Realistic	5,028	2,599	Optimistic	5,062	2,634	0.0
12		5,028	2,599		5,062	2,634	0.3
13		5,028	2,599		3,894	1,433	-0.3

14	Realistic	5,028	2,599	Realistic	3,894	1,433	0.0
15		5,028	2,599		3,894	1,433	0.3
16		5,028	2,599		2,726	1,000	-0.3
17	Realsistic	5,028	2,599	Pessimistic	2,726	1,000	0.0
18		5,028	2,599		2,726	1,000	0.3
19		3,520	1,500		5,062	2,634	-0.3
20	Pessimistic	3,520	1,500	Optimistic	5,062	2,634	0.0
21		3,520	1,500		5,062	2,634	0.3
22		3,520	1,500		3,894	1,433	-0.3
23	Pessimistic	3,520	1,500	Realistic	3,894	1,433	0.0
24		3,520	1,500		3,894	1,433	0.3
25		3,520	1,500		2,726	1,000	-0.3
26	Pessimistic	3,520	1,500	Pessimistic	2,726	1,000	0.0
27		3,520	1,500		2,726	1,000	0.3

Financial parameters of the reference data set are given in bold and italics.

To generate this data we assumed a bias of $\pm 30\%$ for the expected mean NPVs and estimated the appropriate standard deviations in relation to the expected mean NPVs. For this purpose the difference of the reference data standard deviations of NPVs of both tree species was divided by the difference of the average NPVs of both species. The resulting standard deviation per unit of difference in NPV was then used to derive an adequate standard deviation depending on the chosen biased NPV (see Table 2). With minimum standard deviations of $\pm 1,500$ (Spruce) and $\pm 1,000$ (Beech) we defined the lowest limits for both tree species, since the estimation of the standard deviations proportionally to the differences in NPVs resulted in excessively small coefficients of variation (lower than 10 %) for small NPVs.

2.3. Variability of tree species shares and financial performance of portfolios

First we compared the sensitivity of the tree species shares to changes in the input parameters. Based on the biased data, tree species shares were computed for every scenario (see Table 2) and separately for both maximization models by maximizing worst-case NPVs with

the classical approach and with the one extended by information-gaps, as the extended worst-case approach. We required a 0.95 level of statistical confidence ($1-\alpha$, with $\alpha=0.05$) and set the relative level of uncertainty, ω , for the mean NPV to 0.3 (to be used according to Eq. 2) and the relative level of uncertainty, ε , for the variance was defined 0.6 (to be used according to Eq. 4). The sensitivity of the optimization to changes in these uncertainty parameters will be tested later.

As expected from the results of other studies, the resulting share of Beech varied greatly among the 27 scenarios under classical worst-case maximization, which was based on biased NPV means and variances. Shares between 0.35 and 0.85 were computed when based on the (biased) data for the 27 scenarios (Figure 1).

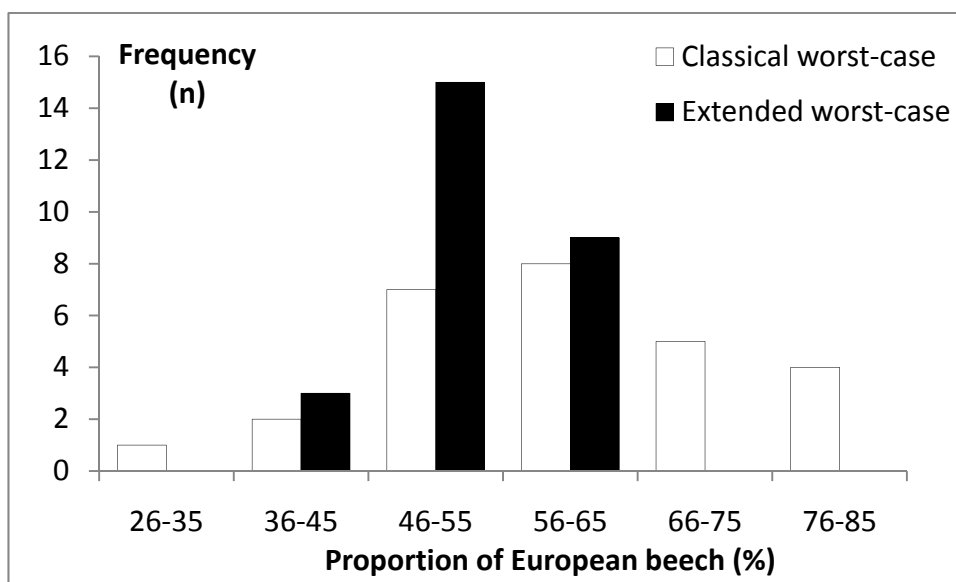


Figure 1. Frequency of estimated optimum shares of Beech for 27 scenarios

The average share of Beech was 0.62 with ± 0.13 as the standard deviation. With the extended worst-case optimization the variability of the forest portfolios could significantly be reduced. The minimum share of Beech was 0.45 and the maximum 0.60. The average share of Beech resulted in 0.54 with a standard deviation of only ± 0.05 . Even under optimistic (Spruce) versus pessimistic (Beech) combinations (scenarios 7-9) and under pessimistic (Spruce) versus optimistic (Beech) combinations (scenarios 19-21) the share of Beech did not fluctuate greatly when optimized according to the extended worst-case method: the mini-

mum value was 0.45, the maximum 0.60. For the case of classical worst-case optimization this was different. Here the share of Beech ranged between 0.35 and 0.85 for scenarios 7-9 and 19-21.

We can now use worst-case forest NPVs (for $\alpha=0.05$) from the reference data set (Table 1) for the regarding shares, which have resulted from optimizing with the biased data. Our simulation assumes that these values would have been the real outcome of a decision on species choice according to the incorrect data. A share of Beech of 0.35 would, for example, result in a worst-case NPV of 1,512 Euro ha⁻¹, a Beech share of 0.85 gives 1,323 Euro ha⁻¹ (see Table 1). If we allocate reference data outcomes to all 27 choices of tree species guided by the biased data, the average worst-case forest value is 1,753 (± 200) Euro ha⁻¹, when classical worst-case maximization was applied, whereas the extended worst-case method achieves 1,923 (± 34) Euro ha⁻¹ (Table 3).

Table 3. Optimum shares of Beech and various forest NPVs obtained from optimization with biased data for a level of statistical confidence of $1-\alpha=0.95$.

Scenario no.	Classical worst-case			Extended worst-case		
	Proportion Beech	Worst-case read from reference data	Mean read from reference data	Proportion Beech	Worst-case read from reference data	Mean read from reference data
1	0.60	1,934	4,348	0.55	1,942	4,404
2	0.65	1,858	4,291	0.55	1,942	4,404
3	0.65	1,858	4,291	0.55	1,942	4,404
4	0.75	1,567	4,178	0.60	1,934	4,348
5	0.75	1,567	4,178	0.60	1,934	4,348
6	0.80	1,424	4,121	0.60	1,934	4,348
7	0.80	1,424	4,121	0.60	1,934	4,348
8	0.80	1,424	4,121	0.60	1,934	4,348
9	0.85	1,323	4,064	0.60	1,934	4,348
10	0.50	1,926	4,461	0.50	1,926	4,461
11	0.50	1,926	4,461	0.50	1,926	4,461
12	0.50	1,926	4,461	0.50	1,926	4,461

13	0.65	1,858	4,291	0.55	1,942	4,404
14	0.65	1,858	4,291	0.60	1,934	4,348
15	0.70	1,689	4,234	0.60	1,934	4,348
16	0.65	1,858	4,291	0.55	1,942	4,404
17	0.70	1,689	4,234	0.55	1,942	4,404
18	0.70	1,689	4,234	0.55	1,942	4,404
19	0.40	1,693	4,574	0.45	1,830	4,518
20	0.40	1,693	4,574	0.45	1,830	4,518
21	0.35	1,512	4,631	0.45	1,830	4,518
22	0.55	1,942	4,404	0.55	1,942	4,404
23	0.60	1,934	4,348	0.55	1,942	4,404
24	0.60	1,934	4,348	0.60	1,934	4,348
25	0.55	1,942	4,404	0.50	1,926	4,461
26	0.55	1,942	4,404	0.50	1,926	4,461
27	0.55	1,942	4,404	0.50	1,926	4,461
Mean	0.62	1,753	4,325	0.54	1,923	4,411
Standard-deviation	0.13	200	148	0.05	34	57

Thus the average worst-case result increased by 10 % when the extended worst-case method was applied. The average forest NPV differed also in favor of the extended worst-case method and the standard deviation of the worst-case results was half that high when compared with that obtained from the classical worst-case method.

In contrast to the parameters mean and variance of the tree species' NPVs, the estimate for the correlation of NPVs seems to be rather less important, at least if we consider a range between -0.3 and +0.3. A variation within these limits led to a change in the species shares of maximally 10 percent points (for $1-\alpha=0.99$, see next section and Table 4). For the case of the extended worst-case method the maximum change was only 5 percent points.

2.4. Demanding an increased statistical confidence for worst-case simulations

Here we modify the level of statistical confidence, which was originally set to $1-\alpha=0.95$. We can increase the cautiousness of the assumptions for the optimization when demanding a statistical confidence of $1-\alpha=0.99$, for which we carried out the following consideration. Under this assumption, the variability of optimum Beech shares slightly increased for the extended worst-case method. The optimum shares of Beech now ranged between 0.40 and 0.65 (Table 4), while previously they were 0.45 to 0.60 for $1-\alpha=0.95$.

Table 4. Optimum shares of Beech and various forest NPVs obtained from optimization with biased data for a level of statistical confidence of $1-\alpha=0.99$.

Scenario no.	Classical worst-case			Extended worst-case		
	Proportion Beech	Worst-case read from reference data	Mean read from reference data	Proportion Beech	Worst-case read from reference data	Mean read from reference data
1	0.65	414	4,291	0.60	513	4,348
2	0.65	414	4,291	0.60	513	4,348
3	0.70	276	4,234	0.60	513	4,348
4	0.75	118	4,178	0.65	414	4,291
5	0.80	-282	4,121	0.65	414	4,291
6	0.85	-534	4,064	0.65	414	4,291
7	0.80	-282	4,121	0.65	414	4,291
8	0.85	-534	4,064	0.65	414	4,291
9	0.90	-724	4,008	0.65	414	4,291
10	0.50	574	4,461	0.50	574	4,461
11	0.50	574	4,461	0.50	574	4,461
12	0.50	574	4,461	0.50	574	4,461
13	0.65	414	4,291	0.60	513	4,348
14	0.70	276	4,234	0.60	513	4,348
15	0.75	118	4,178	0.60	513	4,348
16	0.70	276	4,234	0.60	513	4,348
17	0.75	118	4,178	0.60	513	4,348

18	0.80	-282	4,121	0.60	513	4,348
19	0.35	415	4,631	0.45	546	4,518
20	0.35	415	4,631	0.40	610	4,574
21	0.30	236	4,688	0.40	610	4,574
22	0.55	585	4,404	0.55	585	4,404
23	0.55	585	4,404	0.55	585	4,404
24	0.60	513	4,348	0.55	585	4,404
25	0.60	513	4,348	0.55	585	4,404
26	0.60	513	4,348	0.55	585	4,404
27	0.65	414	4,291	0.55	585	4,404
Mean	0.64	211	4,299	0.57	522	4,383
Standard-deviation	0.16	390	178	0.07	68	82

However, the variation of optimum shares of Beech also increased for the case of classical worst-case modeling, where we obtained Beech shares ranging between 0.30 and 0.90 (0.35 to 0.85 for $1-\alpha=0.95$). Moreover, compared with the classical worst-case method, the worst-case NPV achieved under the extended method was at least as great or greater for every scenario (Table 4). On average the worst-case NPV from extended worst-case modeling was even 147% greater than that provided by classical worst-case modeling, while the achieved average NPV did not differ very much between both optimization methods.

2.5. The choice of the uncertainty parameters

The greater the selected uncertainty parameters ω and ε become, the more inclusive the uncertainty sets considered with Eq. 2 and 4 will be. To test the influence of the selected uncertainty horizon on the tree species composition, we selected the scenarios no. 9 and no. 21. Scenario no. 9 produced the greatest difference between the classical and the extended optimization. In terms of the estimated mean NPV it is optimistic for Spruce and pessimistic for Beech, while the standard deviation of Spruce is very high compared with that of Beech. The very small standard deviation of the Beech-NPVs caused a substantial proportion of this

species (0.90 for $\alpha=0.01$) when the classical worst-case model was applied. In contrast, the share of Beech (0.65 for $\alpha=0.01$) remained comparatively stable under the extended worst-case model. Scenario no. 21 presented the opposite combination, which means that it was pessimistic for Spruce and optimistic for Beech in terms of the estimated mean NPV.

Variations of the uncertainty parameter ω , the classical robustness parameter maximized by means of the info-gap models proposed by Ben-Haim (2006), had no influence at all on the results of the optimization. If we only consider the possible uncertainty for the estimated mean NPV via an upper uncertainty boundary, we would thus obtain the same results as under the classical worst-case optimization. However, the variation of the uncertainty parameter ε , the parameter that accounted for a possible bias in the estimation of the variance of the NPVs, led to a considerable change of the optimum share of Beech (Figure 2).

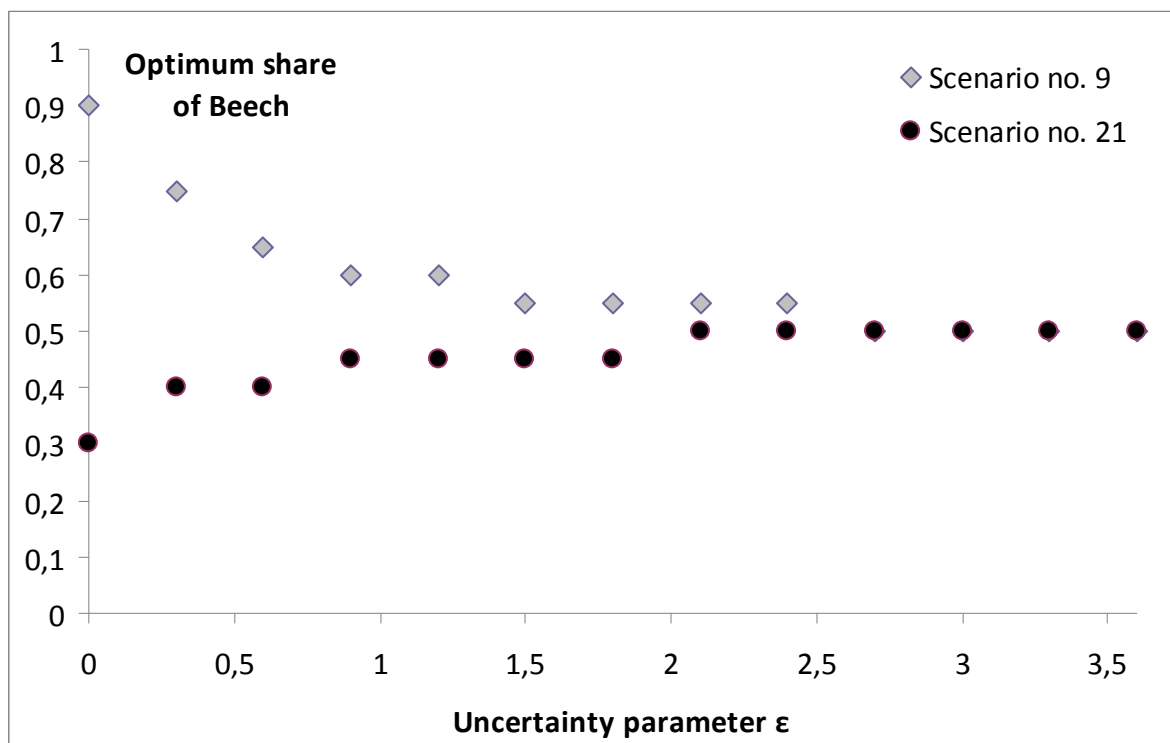


Figure 2. Optimum shares of Beech for various levels of the uncertainty parameter ε derived from scenario no. 9 (mean NPV Spruce 6,536 Euro ha⁻¹ \pm 4,150; mean NPV Beech 2,726 Euro ha⁻¹ \pm 1,000; correlation coefficient +0.3, $\alpha=0.01$) and from scenario no. 21 (mean NPV Spruce 3,520 Euro ha⁻¹ \pm 1,500; mean NPV Beech 5,062 Euro ha⁻¹ \pm 2,634; correlation coefficient +0.3, $\alpha=0.01$)

The nature of worst-case modeling implies that the tree species with the smallest standard deviation always covers greater shares in the resulting portfolio, given a specific NPV. Setting the uncertainty parameter ε equal to zero means that the classical-worst case results are obtained, which reflect the effect of the level of the tree species' standard deviations very strongly. For the case of scenario no. 9 Beech has by far the lowest standard deviation ($\pm 1,000$ Euro ha⁻¹) and obtains shares between 0.85 ($1-\alpha=0.95$) and 0.90 ($1-\alpha=0.99$). Analyzing scenario no. 21 gives the opposite tendency; here Spruce shows the lower standard deviation of both species ($\pm 1,500$ Euro ha⁻¹) and achieves shares between 0.65 ($1-\alpha=0.95$) and 0.70 ($1-\alpha=0.99$).

Figure 2 tells us that the optimum share of Beech tends towards 0.50 with growing uncertainty in terms of ε . Extended worst case optimization basically tends to equal weighted compositions for an increasing uncertainty horizon. That is intuitively clear: if the uncertainty set for the estimated variances is very inclusive and there is almost no information available, we have no good reasons to prefer one tree species. However, with an uncertainty value of $\varepsilon=0.6$ we still get somewhat different optimal shares for Beech.

Nevertheless, we intend to make clear that great robustness is not necessarily realized through models that prefer more conservative solutions (in terms of equal proportions) for increasing uncertainty. Deciding on tree species will always be a subjective decision. Our modeling allows for considering differences in the degree of confidence to the estimated financial data. If we place trust in the estimated data for one tree species but not for the other, we can model the resulting info-gaps individually (Figure 3). When accepting the variance of Spruce as it stands ($\varepsilon=0$) but simultaneously being skeptical about the variance of Beech, we can increase the uncertainty parameter, ε , only for Beech. For this case, the share of Beech decreases from 0.65 ($\varepsilon=0$ for Beech) to 0.20 ($\varepsilon=3.6$ for Beech, scenario no. 14 was used for this example). If we do the same for Spruce, while setting ε equal to zero for Beech, the share of Beech increases from 0.65 ($\varepsilon=0$ for Spruce) to 0.90 ($\varepsilon=3.6$ for Spruce). It is thus clear that using info-gaps does not necessarily tend towards equal proportions.

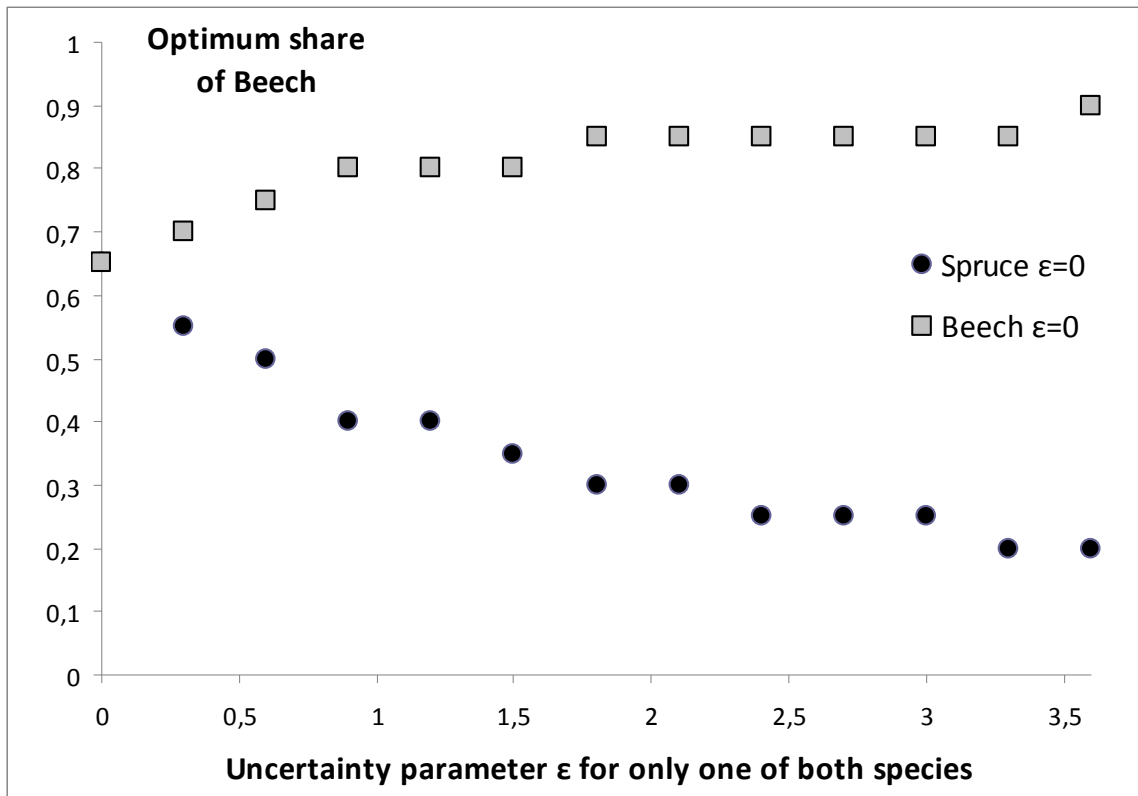


Figure 3. Optimum shares of Beech for various levels of the uncertainty parameter ϵ , when the parameter ϵ is set to zero either for Spruce or for Beech (we applied data from scenario no. 14 mean NPV Spruce 5,028 Euro ha⁻¹ \pm 2,599; mean NPV Beech 3,894 Euro ha⁻¹ \pm 1,433; correlation coefficient 0, $\alpha=0.05$)

3. Discussion

Our paper shows the possibility of stabilizing the results from optimizing tree species portfolios by means of integrating an upper bound for the variance estimation, which can be seen as the upper bound of an uncertainty set that possibly contains the true but unknown value of the portfolio variance. Depending on the level of the required statistical confidence (we tested for $1-\alpha=0.95$ and $1-\alpha=0.99$), an extended worst-case model achieved a 10% or even a 147% better worst-case performance. The average performance portfolios optimized with the extended model did not suffer when compared to the results of the classical worst-case model.

Considering an uncertainty set for the NPV variances is not common in financial modeling, but it helps to reduce the negative consequences of optimization which may result from possibly biased financial input data. From the field of statistics we know that we may be se-

verely wrong when fitting regression curves too detailed to statistical observations. The random noise inherent in statistical data, which has no explanatory meaning, may then be generalized and we will be disappointed when applying the obtained regression curves to independent data. In financial modeling this is similar: we don't know whether we extrapolate relevant or irrelevant information from our simulated data into the future and we should thus consider that our data quality is probably very poor. To be on the safe side: it is rather likely that our data sets will not cover the possible future range of outcomes. If we are conscious of that fact, we can try to improve the data quality and our insight into their transferability. Nevertheless, there are limits of e.g. financial burden connected with data acquisition or accuracy of measurements and even in the case of perfect statistical efforts it remains a description of the past. Future changes remain undetected by this means and complications can arise in particular for long term optimization problems. According to the principle of precaution we can assume negative developments and use a robustness criterion as a quality parameter, which evaluates the resilience of possible solutions. The required uncertainty set, which can be interpreted as an information gap or a dilution of data, can be estimated by different ways.

Our study was partly inspired by the paper of Goldfarb and Iyengar (2003). In contrast to our approach, these authors based their consideration on a factor model for asset returns. With parameters assumed to be estimated by classical linear regression from historical market data, the factorial model predicts the deviation of asset returns from a vector of mean returns. The predicted deviation depends on the covariance matrix of the factor returns and the factor loading matrix. In addition to the mentioned components, Goldfarb and Iyengar (2003) included a residual error vector and defined uncertainty sets for the mean return vector, the factor loading matrix, the covariance matrix of factor returns and the residual error vector. A factorial model of the capital market as used in the Goldfarb and Iyengar (2003) paper finds - at least in part - its theoretical background in the "Capital Asset Pricing Model", CAPM (see Sharpe, 1964). The factorial approach was developed by Ross (1976). To derive the β -parameters for every factor of the factorial model the definition of a market portfolio is required, which should represent all possible risky investments. This seems impossible for a very long investment period, as it would be required for forest plantation investments. This market factorial model approach thus can hardly be used to evaluate forest plantation investments. We therefore decided to use a simpler model, which considered only the mean

forest plantation NPVs derived from the vector of expected NPVs for the considered tree species and its covariance matrix. These were then corrected by means of additional variance components to consider a possible upper bound of the unknown true variance. We can compare our additional variance components with the residual error vector in the factorial model of Goldfarb and Iyengar (2003), which the authors did not estimate from their data. Analogous to the study of the mentioned authors we estimated the additional variance components by means of a diagonal matrix. However, the elements of our diagonal matrix were all the same, represented by a Frobenius norm, while Goldfarb and Iyengar (2003) estimated them proportionally to the covariance matrix of their linear factorial model. Tests of our model, with the additional variance components also being estimated proportionally to the expected covariance matrix of NPVs, have led however to rather poor results in our case: the variability of the tree species shares rather increased, when compared among the various tested scenarios, and the worst-case performance decreased. For a robust estimation of optimal tree species portfolios it thus appears essential to estimate additional variance components independent from the expected, likely incorrect NPV-variances of the tree species. If we use information from the expected values, we will indeed not make the optimization more stable, rather we would magnify the sensitivity of the optimization to changes in parameter estimates.

Our paper can also make a contribution to the controversial discussion on the value and usefulness of info-gap modeling (see e.g. Sniedovich, 2007). It became evident that considering a classical info-gap model, formulated to integrate a lower bound for the mean NPV did not change the results, when compared to the classical worst-case optimization. Rather the possible uncertainty in the variance estimation appears to be crucial. We thus conclude that considering info-gaps on variance estimation could certainly improve robust decision-making under severe uncertainty.

Robust optimization was already investigated by other authors (e.g., Bai et al., 1997; Ben-Tal and Nemirovski, 1998; Goldfarb and Iyengar, 2003; and Sniedovich, 2007). These studies were based mainly on theoretical considerations (Ben-Tal and Nemirovski, 1998) or on theoretical considerations combined with artificial data (Goldfarb and Iyengar, 2003). However, in the case of ecosystem management, we hardly found any corresponding studies. In the field of forest science Knoke (2008) tested the IGT to increase the robustness of a tree spe-

cies portfolio against adverse uncertainty. The tested approach was adopted from Ben-Haim (2005). In contrast to our present paper, a value-at-risk concept was used which aimed at maximizing the tolerance of an estimated failure probability to errors in the data set. Knoke (2008), who did not address the problem of errors in variance estimation, confirmed that the IGT approach achieved the same results as a minimization of the failure probability via a lower partial moment approach (LPM_0 , see e.g. Lee and Rao, 1988).

Our paper offers a test of robust worst-case optimization and performance evaluation by means of simulated data. The simulated reference data set considered historical survival probabilities, timber price fluctuations and the resulting correlations of NPVs for the investigated tree species. This is a differentiation from the study of Goldfarb and Iyengar (2003), who, as already mentioned, tested their optimization algorithms by means of a completely artificial data set. A test with independent reference data sets and biased data sets was not carried out by Goldfarb and Iyengar (2003). For the field of ecosystem management our approach seems thus quite new.

It is clear that the disciplines of forest science and ecological ecosystem management in general, are just at the beginning of robust optimization under severe future uncertainty. However, if we rely on the classical IGT approach and ignore information gaps for the variances, we should be aware that we will probably not obtain new results from this type of optimization. In principle, the similarity between the results from IGT and those from classical optimization approaches was also already mentioned by Halpern et al. (2006).

We limited our investigation to a situation of mixing pure stands of two tree species and thus excluded the consequences of interactions between tree species. Future studies must combine bioeconomic modeling of more intimately mixed forest stands that contain interacting tree species with robust optimization techniques, to obtain recommendations for ecosystem management. First results show that stands of Spruce and Beech greatly benefit from more resistant Beeches, when the tree species are mixed in small groups at the stand level (Knoke and Seifert, 2008). Despite adverse effects from a reduced timber quality, the financial parameters NPV and standard deviation greatly benefit from gains in resistance of the conifer Spruce. This type of mixture even allows for comparatively great shares of Spruce without inflating risks too much.

The process of global warming will further intensify the problems in long-term ecosystem management planning. From this perspective the extended worst-case optimization seems promising. Ecosystem managers traditionally have to fulfill the claim for a careful management (precautionary approach) in order to secure sustainability, a concept as old as about 300 years in forestry (see von Carlowitz, 1713 and later Hartig, 1800 for a scientific consideration). As far as the financial core of sustainability is concerned, we may well address this sustainability concept by uncertainty adjusted, robust worst-case optimization.

Acknowledgements

We are grateful to the German Research Foundation (DFG) who funded our research by the project KN 586/4-1 and to Mrs. Kristin Dzurella and Mrs. Emilia Pramova for language editing. Prof. Dr. Torsten Hothorn, Ludwig-Maximilians-Universität München and two reviewers provided informative comments and valuable recommendations, which improved the earlier versions of this paper significantly (remaining errors are, of course, our own).

References

- Bai, D., Carpenter, T., Mulvey, J., 1997. Making a case for robust optimization models. *Management Science* 43, 895-907.
- Baumgarten, M., von Teuffel, K., 2005. Nachhaltige Waldwirtschaft in Deutschland. In: von Teuffel, K. et al., eds. *Waldumbau*. Springer, Berlin, pp 1–10.
- Beinhofer, B., in press. Producing softwood of different quality: does this provide risk compensation? *European Journal of Forest Research*. DOI 10.1007/s10342-009-0280-8.
- Ben-Haim, Y., 2005. Value-at-risk with info-gap uncertainty. *The Journal of Risk Finance* 6, 388-403.
- Ben-Haim, Y., 2006. *Info-Gap Decision Theory: Decisions Under Severe Uncertainty*, 2nd edition, Academic Press, London.
- Ben-Tal, A., Nemirovski, A., 1998. Robust convex optimization. *Mathematics of Operations Research* 23, 769-805.
- Bristow, M., Nichols, J.D., Vanclay, J.K., 2006. Improving productivity in mixed-species plantations. *Forest Ecol. Manage.* 233, 193–194.
- Carlowitz, H.C. von, 1713. *Sylvicultura oeconomica*. Anweisung zur wilden Baum-Zucht Reprint of edition Leipzig, Braun, 1713. TU Bergakademie Freiberg und Akademische Buchhandlung, Freiberg 2000.
- Chang, S.J., 1998. A generalized Faustmann model for the determination of optimal harvest age. *Can. J. For. Res.* 28, 652-659.
- Deegen, P., Hung, B.C., Mixdorf, U., 1997. Ökonomische Modellierung der Baumartenwahl bei Unsicherheit der zukünftigen Temperaturentwicklung. *Forstarchiv* 68, 194-205.
- Edwards, S.F., Link, J.S., Rountree, B.P., 2004. Portfolio management of wild fish stocks. *Ecological Economics* 49, 317-329.
- Figge, F., Hahn, T., 2004. Sustainable Value Added-measuring corporate contributions to sustainability beyond eco-efficiency. *Ecological Economics* 48, 173-187.
- Fritz, P. (ed), 2006. *Ökologischer Waldumbau in Deutschland—Fragen, Antworten, Perspektiven*. Oekom, München.
- Gamborg, C., Larsen, B.J., 2003. 'Back to nature'— a sustainable future for forestry. *For. Ecol. Manage.* 179, 559–571
- Goldfarb, D., Iyengar, G., 2003. Robust portfolio selection problems. *Mathematics of Operations Research* 28, 1-38.
- Halpern, B.S., Regan, H.M., Possingham, H.P., McCarthy, M.A., 2006. Accounting for uncertainty in marine reserve design. *Ecology Letters* 9, 2–11.

- Hartig, G.L., 1800. Anweisung zur Holzzucht für Förster. Dritte, vermehrte und verbesserte Auflage. Marburg: Akademische Buchhandlung.
- Heal, G., Chichilnisky, G., Beltratti, A., 1996. Sustainable use of renewable resources. Social Science Research Network Electronic Library. Available at SSRN: <http://ssrn.com/abstract=1613>, accessed in May 2007.
- Hildebrandt, P., Kirchlechner, P., Hahn, A., Knoke, T., Mujica, R., in press. Mixed species plantations in Southern Chile and the risk of timber price fluctuation. *European Journal of Forest Research*. DOI 10.1007/s10342-009-0284-4.
- Knoke, T., 2008. Mixed forests and finance - Methodological approaches. *Ecological Economics* 65, 590-601.
- 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., Stimm, B., Ammer, C., Moog, M., 2005. Mixed forests reconsidered: A forest economics contribution to the discussion on natural diversity. *Forest Ecology and Management* 213, 102-116.
- Knoke, T., Wurm, J., 2006. Mixed forests and a flexible harvest strategy: A problem for conventional risk analysis? *European Journal of Forest Research* 125, 303-315.
- Knoke, T., Hahn, A., 2007. Baumartenvielfalt und Produktionsrisiken: Ein Forschungsein- und -ausblick. *Schweizerische Zeitschrift für das Forstwesen* 158, 312-322.
- Knoke, T., Seifert, T., 2008. Integrating selected ecological effects of mixed European beech - Norway spruce stands in bioeconomic modelling. *Ecological Modelling* 210, 487-498.
- Knoke, T., Ammer, C., Stimm, B. and 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.
- Koellner, T., Schmitz, O.J., 2006. Biodiversity, Ecosystem Function, and Investment Risk. *BioScience* 56, 977-985.
- Kruschwitz, L., 2005. *Investitionsrechnung*. 10., überarbeitete und erweiterte Auflage. München, Wien: Oldenbourg.
- Krysiak, F.C., 2006. Entropy, limits to growth, and the prospects for weak sustainability. *Ecological Economics* 58, 182-191.
- Lee, W.Y., Rao, R.K.S., 1988. Mean Lower Partial Moment Valuation and Lognormally Distributed Returns. *Management Science* 34, 446-453.
- Lüpke, B. von, Spellmann, H., 1999. Aspects of stability, growth and natural regeneration in mixed Norway spruce-European beech stands as a basis of silvicultural decisions. In: Olsthoorn, A.F.M. et al., eds., *Management of mixed-species forest: silviculture and economics*. IBN-DLO Scientific Contributions, Wageningen, pp 245–267.

- McCarthy, M.A., Lindenmayer, D.B., 2007. Info-Gap Decision Theory for Assessing the Management of Catchments for Timber Production and Urban Water Supply. *Environmental Management* 39, 553-562.
- Möhring, B., 2004. Betriebswirtschaftliche Analyse des Waldumbaus. Analysis of Conversion from the Viewpoint of Business Economics. *Forst und Holz* 59 (11), 523-530.
- Moilanen, A., Runge, M., Elith, J., Tyre, A., Carmel, Y., Fegraus, E., Wintle, B., Burgman, M., Ben-Haim, Y., 2006. Planning for robust reserve networks using uncertainty analysis. *Ecological Modelling* 199, 115-124.
- 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.
- Regan, H.M., Ben-Haim, Y., Langford, B., Wilson, W.G. et al., 2005. Robust decision making under severe uncertainty for conservation management. *Ecological Applications* 15, 1471-1477.
- Ross, S.A., 1976. The arbitrage theory of capital asset pricing. *Journal of Economic Theory* 13, 341-360.
- Sharpe, W.F., 1964. Capital Asset Prices: A Theory of Market Equilibrium under Conditions of Risk. *The Journal of Finance* 14, 425-442.
- Sniedovich, M., 2007. The art and science of modeling decision-making under severe uncertainty. *Decision-making in Manufacturing and Services* 1, 111-136.
- Spiecker, H., 2003. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe-temperate zone. *J. Environ. Manage.* 67, 55–65.
- Thomson, T.A., 1991. Efficient Combinations of Timber and Financial Market Investments in Single-Period and Multiperiod Portfolios. *Forest Science* 37, 461-480.
- Weber, M.-W., 2002. Portefeuille- und Optionspreis-Theorie und forstliche Entscheidungen. *Schriften zur Forstökonomie Band 23*. Frankfurt a.M.: Sauerländer's.
- Weber-Blaschke, G., Mosandl, R., Faulstich, M., 2005. History and Mandate of Sustainability: From Local Forestry to Global Policy. In: Wilderer, P.A. et al. (eds.). *Global Sustainability*. Weinheim: WILEY-VCH, 5-19.
- Wunder, S., 2000. *The Economics of Deforestation: The Example of Ecuador*. St Antony's Series. Houndmills, Basingstoke [et al.]: Macmillan Press.

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich mich noch ganz herzlich bei einigen Personen bedanken, die mit ihrer Unterstützung einen großen Beitrag zur Durchführung dieser Arbeit geleistet haben.

Besonderer Dank gilt Prof. Dr. Thomas Knoke, der mir die Möglichkeit einer Promotion und der Bearbeitung des zugehörigen Projektes am Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung gab. Seine umfangreiche fachliche Unterstützung und die ausgesprochen angenehme Arbeitsatmosphäre in seinem Team haben meine Tätigkeit wesentlich erleichtert.

Wertvolle Beiträge zum Gelingen dieser Arbeit erhielt ich darüber hinaus von Prof. Dr. Martin Moog vom Lehrstuhl für forstliche Wirtschaftslehre der Technischen Universität München und Prof. Dr. Thomas Burkhardt vom Institut für Management der Universität Koblenz-Landau. Für ihre Bereitschaft mein ökonomisches Verständnis zu erweitern und die dabei aufgebrauchte Geduld sei ihnen herzlich gedankt. Ebenso möchte ich Prof. Dr. Torsten Hothorn vom Institut für Statistik der Ludwig-Maximilians-Universität München für die Hilfestellungen im Bereich der robusten Optimierung danken.

Zur angenehmen Arbeitsatmosphäre haben selbstverständlich auch die Kolleginnen und Kollegen am Fachgebiet viel beigetragen. Für die zahlreichen interessanten Hinweise während unserer Diskussionsrunden und die Unterstützung in verschiedenster Form möchte ich mich bei Ricardo Acevedo, Dr. Bernhard Beinhofer, Baltazar Calvas, Luz Maria Castro, Christian Clasen, Dr. Ruth Dirsch, Alata Elatawneh, Dr. Bernhard Felbermeier, Verena Grieß, Andreas Hahn, Heidi Rappl, Jörg Rößiger, Dr. Thomas Schneider, Sebastian Stang, Johannes Wurm und Petra Zeller sowie bei Prof. Dr. Reinhard Mosandl und den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des Lehrstuhls für Waldbau sehr herzlich bedanken.

Die Zusammenarbeit mit den Kooperationspartnern vom Instituto Forestal de Chile hat diese Arbeit und auch meine persönlichen Erfahrungen erheblich bereichert. Besonderer Dank gilt Dr. Rodrigo Mujica und seiner Familie, sowohl für die fachliche Unterstützung als auch für die zahlreichen freundschaftlichen Hilfestellungen im Alltag. Dr. Hans Grosse, Prof. Dr. Burkhard Müller-Using, Herbert Siebert, Gerardo Vergara und allen anderen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Niederlassung in Valdivia sei ebenso herzlich gedankt. Außerdem

möchte ich in diesem Zusammenhang die beteiligten Forstbetriebe hervorheben, welche dankenswerterweise die nötigen Untersuchungsflächen bereitstellten.

Ein wesentlicher Teil dieser Arbeit basiert auf einer Diplomarbeit von Philipp Kirchlechner und der dabei erbrachten wissenschaftlichen Betreuung von Andreas Hahn. Dr. Daniel Klein sowie Dr. Markus Schaller und die Mitglieder des Doktorandenprogramms DoctoraTUM haben im Rahmen zahlreicher Diskussionen über fachliche Themen oder organisatorische Fragen einer Promotion viele hilfreiche Beiträge geleistet. Die Verbesserung der englischsprachigen Manuskripte durch Ankit Aggarwal, Kristin Dzurella, Mathieu Girard, Tyra Meininger Saudland und Emilia Pramova war ebenso sehr förderlich. Dafür möchte ich mich bei den genannten Personen sehr herzlich bedanken.

Für die finanzielle Förderung des zugehörigen Forschungsprojektes durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft und die Unterstützung durch die TUM Graduate School danke ich beiden Einrichtungen sehr herzlich.

Letztendlich möchte ich allen Freunden, meinen Geschwistern sowie meinen Eltern für ihre Geduld und diverse Aufmunterungen abseits der beruflichen Tätigkeiten größten Dank aussprechen. Ich hoffe, ihnen und besonders auch meiner Frau Evelin und unserem Sohn Lukas in Zukunft wieder etwas mehr Zeit widmen zu können.

Lebenslauf

Person

Name: Hildebrandt
Vorname: Patrick
Geburtstag: 15.04.1975
Geburtsort: Trostberg
Nationalität: deutsch

Ausbildung

1999-2005 Studium der Forstwissenschaften an der Fakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Technische Universität München; Abschluss: März 2005
Thema der Diplomarbeit: Grundlagen eines Nutzungskonzeptes für einen Sekundärwald in Mittelchile (ausgezeichnet mit dem Karl-Abetz-Förderpreis der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg)
Studienschwerpunkte: Holzwirtschaft, Forstbetriebssteuerung, Internationale Forstwirtschaft

1996-1999 Ausbildung zum Tischler, Schreinerei Pfefferle, Oberau

1995-1996 Zivildienst, Caritas, Garmisch-Partenkirchen

1985-1995 Werdenfels-Gymnasium, Garmisch-Partenkirchen - Abitur

Beruflicher Werdegang

09/2006 - 02/2010 Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung, Fakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Technische Universität München;

06/2005 - 08/2006 Vorbereitungsdienst für den höheren Forstdienst in Bayern

