

Technische Universität München  
Department für Ökosystem- und Landschaftsmanagement  
Fachgebiet für Waldinventur und nachhaltige Nutzung

# **Evaluierung und Entwicklung von Methoden zur automatisierten Erfassung von Waldstrukturen aus Daten flugzeuggetragener Fernerkundungssensoren**

Marco Heurich

Vollständiger Abdruck der von dem Promotionsausschuss der Studienfakultät für Forstwissenschaft und Ressourcenmanagement an der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors rer. silv.

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Prof. Dr. Wegener

Prüfer der Dissertation: Prof. Dr. Eckhard Kennel  
Prof. Dr. Barbara Koch  
Prof. Dr. Dr. h.c. Ulrich Ammer



## 0. ABSTRACT

Auf Grund der rasanten technologischen Entwicklung im Bereich der Sensorik sowie der Computerhard- und -software haben sich in den letzten Jahren neue Perspektiven zur Erforschung von Wäldern ergeben. Im Rahmen dieser durch die High-Tech-Offensive Bayern geförderten Arbeit wurde deshalb untersucht, inwieweit sich der Einsatz neuer Technologien zur automatisierten Erfassung von Waldstrukturen eignet. Als Voraussetzung dafür wurde zunächst ein Referenzgebiet zum Testen von Fernerkundungssensoren aufgebaut. Die Datenerhebung erfolgte in vier Testgebieten mit einer Gesamtfläche von 3.000 ha im Nationalpark Bayerischer Wald. Die Testgebiete umfassen alle charakteristischen Waldgesellschaften (Hochlagenfichtenwald, Bergmischwald, Aufichtenwald) und repräsentieren sowohl die Natur- als auch die Entwicklungszone. Es wurden die folgenden Fernerkundungsdaten erfasst: Laserscanner (Sommer- und Winterbefliegung), Digitale Bilder, Zeilenscanner, Luftbilder (farb und farbinfrarot); Interferometrisches Radar (X-, L-, und P-Band). Zusätzlich wurde eine umfangreiche Bodenreferenz zur Verifikation der Fernerkundungsdaten erhoben. Sie besteht aus 45 hochgenau ( $\pm 5$ cm) eingemessenen Referenzflächen (0,1 - 0,4 ha), 34 Referenzbeständen (0,4 – 6,1 ha), sowie 686 Inventurpunkten der permanenten Stichprobeninventur ( $\pm 5$  m) und einer flächendeckenden Kartierung von Waldentwicklungsstadien.

Mit Laserscanning ist es möglich, die Bodenoberfläche sehr genau zu bestimmen, besser als das mit herkömmlichen forstlichen Verfahren möglich ist. Das aus den Radardaten abgeleitete Bodenmodell erreicht nicht diese Genauigkeit, da es in Beständen mit einer Höhe von über 20 bis 30 m nicht den tatsächlichen Geländeverlauf wiedergibt. Auch bei der Bestimmung der Bestandesoberfläche ist Laserscanning allen anderen Verfahren in Bezug auf Auflösung und Genauigkeit überlegen. Vielversprechend sind auch Oberflächenmodelle, die aus digitalen Luftbildern durch Bildkorrelation berechnet werden konnten. In Laubwaldbereichen wird damit eine vergleichbare Genauigkeit wie bei Lasersystemen erreicht. Allerdings wurden bei Nadelbäumen die Baumwipfel und die dazwischen liegenden Bereiche durch den Filteralgorithmus abgeschnitten. Die Auflösung und Genauigkeit der Oberflächenmodelle aus InSAR-Daten ist deutlich geringer (5 m). Im Gegensatz zum Laserscanning liefert Radar eine gemittelte Bestandeshöhe. Radardaten eignen sich daher weniger für präzise lokale Angaben, sondern können nur zur Ableitung von Bestandesmittelhöhen verwendet werden. Darüber hinaus hängt die Eindringtiefe der Radarwellen auch von den Eigenschaften der untersuchten Beständen, wie Dichte und Baumartenzusammensetzung, ab. Für das automatisierte Erkennen von Einzelbäumen und die Ableitung von Baumparametern wurden drei verschiedene Verfahren getestet. Während Template Matching und der Fractal Net Evolution Algorithm nicht zu befriedigenden Ergebnissen führten, konnten mit Watershed Algorithmen gute Resultate erzielt werden. Mit diesem Verfahren wurden 86 % des terrestrischen Holzvolumens der Referenzbestände erkannt. Auch die aus den Laserscanningdaten ermittelten individuellen Baumhöhen (RMS-Fehler 3,3 %), Kronen- (RMS-Fehler 10,3 %), und Brusthöhendurchmesser (RMS-Fehler 12,5 %) sowie das Einzelstammvolumen (RMS-Fehler 28,2 %), konnten bestimmt werden. Laub- und Nadelbäume wurden mit einer Genauigkeit von über 90 % unterschieden. Des Weiteren wurde untersucht, inwieweit sich forstliche Bestandesparameter aus Laserscanningdaten unabhängig von der Delinierung von Einzelbäumen mit einem statistischen Ansatz schätzen lassen. Auf der Ebene von 20 x 20 m großen Probequadraten lagen die ermittelten RMS-Fehler für die Baumhöhen bei 5 %, für die Brusthöhendurchmesser bei 10 % und für den Vorrat sowie verschiedene Bestandesdichteindizes zwischen 10 und 20 %. Durch Stratifizierung der Probeflächen in Laub-, Nadel- und Mischwald konnte das Ergebnis deutlich verbessert werden. Darüber hinaus wurde ein Verfahren zur automatisierten Erfassung von Totholzflächen aus Luftbildern entwickelt. Die Klassifikationsgenauigkeit erreichte über 90 %, so dass das Verfahren in den operationellen Einsatz überführt werden kann. Weniger gut waren die Resultate bei der automatisierten Kartierung von Waldentwicklungsstadien. Hier wurde nur eine Klassifikationsgenauigkeit von 70 % erreicht. Es zeigte sich jedoch, dass die Klassifikationsgenauigkeit durch die ungenaue Kartierung im Rahmen des Waldbegangs beeinflusst wird. So erreichten die terrestrischen erhobenen Daten nur eine Genauigkeit von 74 %. Aus den Ergebnissen dieser Arbeit kann gefolgert werden, dass die Kombination von Laserscanningdaten und digitalen Bildern gut für den Einsatz bei Waldinventuren bis zur Einzelbaumebene geeignet ist. Da die Kosten für die Datenbeschaffung in den letzten Jahren deutlich gesunken sind, ist davon auszugehen, dass automatisierte Methoden der Fernerkundung schon in naher Zukunft eine große Rolle bei Waldinventuren spielen werden.

## ABSTRACT

Due to rapid technological developments in the area of sensory technology, as well as in computer hardware and software, new perspectives have opened for forestry research over the past several years. Within the framework of this research, which has been supported through the „Bavarian High-Tech Offensive“, therefore, our work has been to find out to what degree these new technologies can be employed for automatic surveys of forest structure. As a prerequisite for this study, it was first necessary to establish a reference area for the testing of remote sensing equipment. Data collection was achieved in four test areas encompassing a total of 3,000 ha in the Bavarian Forest National Park. The test areas include all of the characteristic forest communities (high elevation spruce forest, mixed mountain forest, floodplain spruce forest) and represent both the natural and development zones. The following remote sensing data was collected: laser scanner (summer and winter flights), digital photography, line scanner, aerial photography (colour and infrared), and interferometric radar (X, L and P bands). In addition, detailed ground reference data was collected in order to be able verify the remote sensing results. The data was taken at 45 precisely ( $\pm 5$  cm) measured reference areas (0.1 – 0.4 ha), 34 reference stands (0,4 – 6,1 ha), 686 inventory points from the permanent spot testing inventory, and an area-wide survey of forest development stages.

With laser scanning, it is possible to determine the ground surface with great accuracy and even better than with conventional forestry practices. The ground model obtained by radar data does not approach this level of accuracy. In stands with tree heights of 20 m to 30 m, it does not represent the actual profile of the terrain. For the measurement of a stand's upper surface, laser scanning yields a degree of resolution and a level of accuracy which are also superior to the results produced by other methods. Surface models calculated through digital image correlation using digital aerial photographs are also promising. In deciduous forest areas, the accuracy of this method is similar to that of laser systems. With conifers however, the peaks of the trees and the intermittent areas are cut off by the filter algorithm. The resolution and accuracy of the surface models from InSAR data are significantly poorer (5 m). In contrast to laser scanning, radar delivers an averaged value for the stand height. Radar data, therefore, are less appropriate for the measurement of precise local information and can only be used for the deduction of average stand heights. Furthermore, the penetration of radar waves is also dependent on such characteristics of the investigated stands as density and species composition. Three different methods were tested for determining the automated recognition of individual trees and the derivation of tree parameter. While neither template matching nor the fractal net evolution algorithm were able to produce satisfactory values, watershed algorithms were found to yield good results. Employing this method, it was possible to identify 86% of the terrestrial timber volume of the stands in the reference areas. Values, which had been calculated using laser scanning, such as individual tree height (RMS error 3.3 %), crown diameter (RMS error 10.3 %), breast height diameter (RMS error 12.5 %) and individual trunk volume (RMS error 28.2 %) could also be determined. Deciduous and coniferous trees could be distinguished with an accuracy of 90 %. Further investigations were performed to determine to what degree it might be possible to estimate forestry stand parameters derived from laser scanning data using a statistical approach rather than depending on the delineation of individual trees. For 20 x 20 m sample quadrants, the calculated RMS errors were 5 % for tree height, 10% for diameter breast height, and between 10 % and 20 % for the volume and various other stand density indices. Stratification of the sample areas in deciduous, coniferous and mixed stands helped to yield more accurate results. Furthermore, a method for the automated recognition of dead wood areas using aerial photographs was also developed. The accuracy of classification exceeded 90 %, making it possible to adopt this method for operational use. Less satisfactory were the results for the automated survey of forest development stages. The accuracy of classification reached a value of only 70 %. It could be demonstrated, however, that inexact surveys performed during the forest inspection also had an influence on the accuracy of classification. Data collected in the terrestrial surveys attained an accuracy of only 74 %.

As a result of these studies, it is possible to conclude that a combination of laser scanning data and digital photographs is well suited for application in forest inventories down to the individual tree level. Now, that the costs for the collection of this data have gone down considerably in the past few years, it may be assumed that automated methods for remote sensing will be playing an important role in forest inventories in the near future.



## 1 VORWORT

Die vorliegende Arbeit ist in den Jahren 2002 bis 2006 am Lehrstuhl für Waldbau und Forsteinrichtung (Fachgebiet für Waldinventur und Forstbetriebsplanung) der Technischen Universität München entstanden. Sie wurde durch die Förderung der Regierung von Niederbayern im Rahmen der High-Tech-Offensive Bayern für das Projekt "Forschung über Waldökosysteme" ermöglicht (HEURICH und RALL 2003).

Das ursprünglich angedachte, überschaubare Projekt mit nur einem Testgebiet, auf dem der Einsatz von flugzeuggetragenen Laserscannern untersucht werden sollte, wuchs im Laufe der Zeit immer weiter an. Durch eine Vielzahl von Kooperationen wurden immer neue Fernerkundungsdatensätze hinzugefügt, die den aktuellen Stand der Technik repräsentieren. Zusammen mit der umfangreichen Bodenreferenz entstand ein Referenzprojekt, das zahllose Möglichkeiten zum Forschen und Ausprobieren bietet. Das alles war nur durch die Mithilfe zahlreicher Personen möglich, ohne deren Hilfe diese Forschungsarbeit nicht hätte durchgeführt werden können. Deshalb möchte ich hier die Gelegenheit ergreifen, all denen, die mir bei der Umsetzung des Projektes geholfen und mich immer wieder unterstützt haben, ganz herzlich zu danken.

Im besonderen gilt dies für Herrn Prof. Dr. Eckhard Kennel, dem Leiter des Fachgebietes für Waldinventur und Forstbetriebsplanung und Herrn Dr. Heinrich Rall, dem Leiter des Sachgebietes Forschung an der Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. Beide haben mir viele Freiheiten für die Umsetzung des Projektes gelassen, mich aber auch immer dann, wenn es notwendig war, unterstützt. Deshalb haben beide einen großen Anteil daran, dass sich das Projekt so entfalten konnte. Vor allem Herr Dr. Heinrich Rall hat hier durch Knüpfen verschiedenster Kontakte dazu beigetragen, dass insbesondere im Fernerkundungsbereich neue Kooperationspartner gewonnen werden konnten. Auch Herr Prof. Dr. Ammer möchte ich an dieser Stelle herzlich danken. Er war nicht nur bereit die Beurteilung der Arbeit zu übernehmen, durch seine zahlreichen Tipps in der Endphase der Arbeit hat er auch einen wichtigen Beitrag zu ihrer jetzigen Form geleistet.

Gerade in der Startphase des Projektes war es Frau Prof. Dr. Barbara Koch von der Universität Freiburg, die mit ihren Erfahrungen zum Gelingen des Projektes beigetragen hat. Ihre Anmerkungen haben ganz entscheidend die Ausrichtung des Projektes beeinflusst. Auch ihre Bereitschaft, als Zweitgutachter die Arbeit zu beurteilen, sei hier besonders hervorgehoben. Später ging die Kooperation mit der Universität Freiburg weiter, in dem dort entwickelte Algorithmen zur Einzelbaumerkennung auf die Daten des Bayerischen Waldes angewendet wurden. Hier war Dr. Holger Weinacker ein immer hilfsbereiter Ansprechpartner, mit dem ein intensiver Gedankenaustausch stattfand.

Ganz besonderer Dank gilt auch Herrn Karl Friedrich Sinner, dem Leiter der Nationalparkverwaltung, der es mir ermöglicht hat, in das Sachgebiet Forschung und Dokumentation des Nationalparks zu wechseln. Seinem Einsatz im Lenkungsausschuss für die HTO-Projekte ist es zu verdanken, dass dieses Projekt gefördert wurde. Darüber hinaus möchte ich ihm an dieser Stelle ganz besonders für das Vertrauen danken, dass er immer in mich und meine Arbeit gesetzt hat.

Herr Dr. Thomas Schneider vom Lehrstuhl für Waldwachstumskunde hat durch seine kollegiale, vertrauensvolle Art das Projekt stets vorwärts gebracht. Ich möchte mich bei ihm besonders für die Einführung in die Fernerkundung, die konzeptionelle Begleitung des Projektes und die zahlreichen Anregungen und Diskussionsbeiträge bedanken. Auch Prof. Dr. Knoke gilt besonderer Dank dafür, dass er das Projekt von Anfang an begleitet und durch seine

geradlinige Art den Blick immer wieder auf das Wesentliche gelenkt hat. Auch die verwaltungs- und finanztechnische Abwicklung des Projektes im ersten Jahr und die damit verbundene Mühe sei hier besonders herausgehoben.

Das große Interesse, das Herr Prof. Dr. Krzystek vom Labor für Fernerkundung und Photogrammetrie der Fachhochschule München dem Projekt entgegengebracht hat, gab dem Projekt entscheidende Impulse. Durch die vielen fachlichen Diskussionen gewann ich einen tiefen Einblick in Fragen der Photogrammetrie und Fernerkundung. Dank seines großen Engagements war es zudem möglich, gut ausgebildete studentische Hilfskräfte und Diplomanten der Fachhochschule München in dem Projekt einzusetzen. Nicht zuletzt hat er dem Projekt auch eine an der Fachhochschule entwickelte Software zur Verwaltung der Laserdaten zur Verfügung gestellt und die Programmierarbeiten zur Entwicklung des „Lidar Tools“ von Martin Friedl betreut.

Etwas ganz Besonderes war auch mein dreimonatiger Aufenthalt an der Swedish University for Agricultural Science in Umeo, der durch die Vermittlung von Dr. Thomas Schneider und Prof. Dr. Pretzsch möglich wurde. In der Arbeitsgruppe des Labors für Fernerkundung fühlte ich mich vom ersten Tag an wohl und voll integriert. Die Zeit dort war sowohl menschlich als auch fachlich ein voller Gewinn. Hier gilt mein besonderer Dank Herrn Prof. Håkan Olsson, der meinen Besuch mit einem Stipendium der Forest Research Environment in Umeå (FORE) ermöglicht und meinen Horizont in Sachen Fernerkundung erweitert hat. Darüber hinaus hat er auch den Kontakt zur Swedish Defence Research Agency (FOI) aufgebaut. Insbesondere die Zusammenarbeit mit Herrn Dr. Kenneth Olofsson im Bereich des Template Matchings und mit Herrn Dr. Johann Holmgren im Bereich der Einzelbaumerkennung führte zu Ergebnissen, die auch in diesen Bericht einmündeten.

Bedeutsam war auch die Zusammenarbeit mit der Swedish Defence Research Agency (FOI), deren Algorithmus für die Einzelbaumerkennung im Projekt angewendet werden konnte. Hier ist insbesondere Frau Asa Persson zu nennen, die den Algorithmus auf Basis unserer Analysen und eigener Anschauung der Referenzbestände auf die Verhältnisse der Wälder im Nationalpark angepasst hat. Besonderer Dank gebührt auch Herrn Dr. Ulf Södermann, der die Zusammenarbeit mit einem Kooperationsvertrag auf eine solide Basis gestellt hat.

Herrn Prof. Pretzsch und den Mitarbeitern des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde möchte ich für die Daten, die von den Versuchsflächen Zwiesel 135, 136 und 111 zur Verfügung gestellt wurden, danken. Hier sei Herr Leonhard Steinacker für seine große Hilfsbereitschaft besonders hervorgehoben. Wichtig waren für mich auch das Interesse, das dem Projekt von Seiten des Lehrstuhls entgegengebracht wurde und die Möglichkeit zur fachlichen Diskussion, beispielsweise in den waldwachstumskundlichen Seminaren. Insbesondere möchte ich mich bei Herrn Dr. Peter Biber bedanken, der mir immer wieder bei Problemen der Statistik weitergeholfen und die Beurteilung von Diplomarbeiten übernommen hat.

Auch der Arbeitsgruppe von Frau Dr. Irena Hajnsek beim Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt sei hier herzlich gedankt. Hier war es Herr Ralph Horn, der spontan auf eine Anfrage von mir reagiert und Interesse an einer Zusammenarbeit bekundet hat. Nur durch das Know How dieser Gruppe war es überhaupt möglich, die Radardaten prozessieren und interpretieren zu können. Insbesondere Herr Tobias Mette zeigte ein großes Interesse an der Testbefliegung und hat sich intensiv um die Auswertung der Daten und die Betreuung der Diplomarbeit von Thomas Aulinger gekümmert.

Auch die Zusammenarbeit mit der Universität Salzburg trug zu einer Erweiterung des Horizontes bei. Die Diskussionen mit den Herren Dr. Charles Burnett, Dirk Tiede und Dr. Thomas Blaschke waren eine Bereicherung, auch wenn die gemeinsamen Versuche zur Einzelbaumerkennung mit eCognition nicht den erwünschten Erfolg brachten.

Besonderer Dank den Studenten, die im Rahmen dieses Projektes ihre Diplomarbeit anfertigten und deren Ergebnisse in diese Arbeit mit einfließen:

Herr Oliver Knörzer (Statistische Analyse von digitalen Geländemodellen und Waldstrukturen im Nationalpark Bayerischer Wald mit Hilfe von hochaufgelösten Laserscanningdaten und GPS-Messungen, Grundlage für Abschnitt 5.2), Frau Franziska Fischer (Statistische Analyse von digitalen Geländemodellen und Waldstrukturen im Nationalpark Bayerischer Wald mit Hilfe von hochaufgelösten Laserscanningdaten und GPS-Messungen, Grundlage für Abschnitt 5.2), Herr Sebastian Flachmeier (Eignung flugzeuggetragener Laserscanner zur Bestandesdichtekartierung), Herr Franz Thoma (Erfassung von forstlichen Kennwerten auf Bestandesebene, Grundlage für Abschnitt 7.2), Herr Tobias Heller (Baumartenerkennung aus hochauflösenden Laserscanningdaten und digitalen CIR-Luftbildern, Grundlage für Abschnitt 6.4.7), Herr Tobias Ochs (Totholzinventur im Nationalpark Bayerischer Wald mittels objekt-orientierter Analyse digitaler CIR-Luftbilder, Grundlage für Abschnitt 7.1), Frau Sandra Schadeck (Untersuchung von Waldstrukturen im Naturwald aus photogrammetrischen und Laserscanning DSM mit Hilfe von ArcGIS), Herr Klaus Tausch (Qualitative und quantitative Erfassung der Vorausverjüngung aus Laserscanningdaten), Herr Thomas Aulinger (Vergleich von Höhenmodellen aus InSAR- und Lidar-Daten über einem Naturwald im Nationalpark Bayerischer Wald, Grundlage für Abschnitt 4.2.3, Abschnitt 5.2.2 und Abschnitt 5.3.2).

Eine große Hilfe für die verschiedensten Probleme war Frau Lydia Schwiewagner. Sie war immer zur Stelle, wenn Schreiben erledigt, Post versendet oder verwaltungstechnische Hürden genommen werden mussten. Ihr gebührt ganz besonderer Dank. Wichtig war auch immer die Unterstützung durch das Sekretariat des Lehrstuhls für Waldbau und Forsteinrichtung. Frau Edith Lubitz und Frau Anja Dost haben immer ihr Bestes gegeben, um das Projekt trotz räumlicher Entfernung und meines mangelnden Verständnisses der TUM-Verwaltungsabläufe auf der Bahn zu halten. Hier schließt sich auch der Dank für jene an, die in der Endphase der Arbeit beim Korrekturlesen mitgewirkt haben: Burkhard Beudert, Hans Jehl, Dr. Thomas Schneider, Lydia Schwiewagner, Dr. Heinrich Rall und Rosalinde Köck. Owen Muise sei an dieser Stelle für die Übersetzung der Zusammenfassung gedankt.

Auch die zahlreichen Praktikanten haben wertvolle Beiträge zu dem Projekt geleistet: Martin Virske, Philipp Hanner, Muhamad Amer, Indah Budihani, Sascha Schröder, Stephan Günther, Christian Mehlhorn, Sandra Vogel, Rebecca Barns, Jonas Löw, Wolfgang Rösner, Owen Muise und Achim Klein.

Von entscheidender Bedeutung für das Gelingen der Arbeit war die hochgenaue Einmessung der Versuchsflächen. Diese wäre ohne die Unterstützung durch Herrn Jens Czaja vom Lehrstuhl für Geodäsie der TU-München nicht möglich gewesen. Auch bei der Einmessung der Inventurpunkte hat er wesentliche Impulse gesetzt. Auch Herrn Prof. Dr. Merkel und Herrn Manfred Wurzer von der Fachhochschule München sei hiermit besonders gedankt. Durch das von ihnen geleitete Praktikum konnte im Referenzgebiet C die notwendige messtechnische Infrastruktur eingerichtet werden. Ohne die Hilfe der Praktikanten Isabell Riesinger und Martin Schmeer wäre es nicht gelungen, alle Referenzgebiete zu vermessen, und erst durch Franziska Fischer und Oliver Knörzer gelang es, alle Referenzflächen an das Landeskoordinatensystem anzuschließen.

Eine wichtige Unterstützung bei der Koordination der Feldaufnahmen und deren Verarbeitung waren Hans Jehl, Achim Klein, Martin Gahbauer und Horst Burghart. Ihre Hilfe und Unterstützung möchte ich besonders hervorheben. Dass bei der Datenerfassung und Speicherung auf das ausgefeilte Konzept und die Unterstützung von Hans Jehl zurückgegriffen werden konnte, war eine große Erleichterung.

Nicht zu vergessen sind auch Ulrich Fürst und Arthur Reinelt, die mir bei den häufigen EDV-Problemen immer mit Rat und Tat zur Seite standen und auch die komplexesten Probleme in kurzer Zeit lösen konnten. Auch Stefan Vießman sei hiermit herzlich für die Unterstützung beim Drucken der Arbeit gedankt.

Die Außenaufnahmen zur Erfassung der Referenzflächen und der Inventurpunkte wurden von folgenden Studenten durchgeführt: Sebastian Flachmeier, Katja Kreuzenbeck, Reinhold Windorfer, Jens Schlüter, Silvia Penzel. Von Seiten der Nationalparkverwaltung waren daran vor allem Martin Gahbauer und Horst Burghart, aber auch Christian Blechinger und Max Schwarz beteiligt.

Wichtige Daten wurden dem Projekt auch von der Waldinventur im Nationalpark zur Verfügung gestellt. Stellvertretend für alle im Rahmen der Waldinventur eingesetzten Mitarbeiter gilt hier mein Dank Markus Neufanger, dem Sektionsführer und Horst Grünvogel, dem Leiter der Stichprobeninventur. Beide verhalfen mir in vielen Diskussionen und durch konkrete Anleitungen zu einem tiefgehenden Wissen über den Ablauf und die Aufnahmen im Rahmen der Forsteinrichtung.

Nicht zuletzt haben auch die Partner aus der Privatwirtschaft eine große Bedeutung für das Projekt gehabt. Hier ist vor allem die Firma ZI-Imaging zu nennen, die für uns eine Testbefliegung mit der Digital Mapping Camera durchgeführt hat. Auch die Firma TopoSys hat geduldig die immer neuen Wünsche aus dem Projekt berücksichtigt. Der Firma Definiens sei hiermit für die Software und den guten Support gedankt.

Ganz besonderer Dank gebührt natürlich meiner geliebten Frau Simone, deren Toleranz und Verständnis ich immer wieder auf eine harte Probe gestellt habe. Obwohl die 42-Stunden-Woche in weiter Ferne lag, hat sie mich immer unterstützt und von vielen notwendigen Arbeiten entlastet. Auch meine beiden Kinder Lea und Noah haben wesentlich zum Gelingen der Arbeit beigetragen. Gelang es ihnen doch immer wieder, mich von meiner vermeintlich wichtigen Arbeit abzulenken und mir zu zeigen, welche Dinge im Leben wirklich eine große Bedeutung haben.

## 2 INHALTSVERZEICHNIS

<b>1</b>	<b>VORWORT</b> .....	<b>2</b>
<b>2</b>	<b>INHALTSVERZEICHNIS</b> .....	<b>7</b>
<b>3</b>	<b>EINLEITUNG</b> .....	<b>16</b>
3.1	Hinführung .....	16
3.1.1	Bedeutung des Projektes für die Waldinventur in Nationalparks und Forstbetrieben.....	16
3.1.2	Einsatz von Fernerkundungssensoren bei Waldinventuren .....	18
3.2	Projektziele.....	22
<b>4</b>	<b>MATERIAL</b> .....	<b>24</b>
4.1	Untersuchungsgebiet .....	24
4.1.1	Lage und Landschaft .....	24
4.1.2	Ökologische Höhenstufen der Wälder.....	24
4.1.3	Zonierung des Nationalparks.....	25
4.1.3.1	Naturzone (Zone I).....	26
4.1.3.2	Entwicklungszone (Zone II) .....	26
4.1.3.3	Randbereich (Zone III) .....	26
4.1.3.4	Erholungszone (Zone IV) .....	26
4.1.4	Auswahl von Testgebieten für die Datenerhebung.....	26
4.2	Fernerkundungsdaten .....	30
4.2.1	Optische Sensoren .....	30
4.2.1.1	Luftbilder .....	30
4.2.1.1.1	Frühlingsbefliegung 2002 .....	30
4.2.1.1.2	Regelmäßige Befliegungen im Auftrag der Nationalparkverwaltung.....	30
4.2.1.1.2.1	Befliegung 2001.....	30
4.2.1.1.2.2	Befliegung 2002.....	31
4.2.1.1.2.3	Luftbildarchiv der Nationalparkverwaltung.....	31
4.2.1.2	Digital Mapping Camera (DMC).....	31
4.2.1.2.1	Befliegung der Testgebiete .....	34
4.2.1.2.2	Befliegung im Auftrag der Nationalparkverwaltung 2004 .....	34
4.2.1.3	TopoSys Zeilenscanner.....	34
4.2.1.3.1	Befliegung der Testgebiete .....	35
4.2.2	Laserscanning .....	35
4.2.2.1	Grundlagen des Laserscanning .....	35
4.2.2.2	Beschreibung des TopoSys-Lasersystems .....	38
4.2.2.3	Befliegung der Testgebiete .....	39
4.2.2.4	Erstellung und Prüfung der Höhenmodelle.....	41
4.2.3	Interferometrisches Radar.....	43
4.2.3.1	Parameter des Aufnahmesystems.....	44
4.2.3.1.1	Wellenlänge .....	44
4.2.3.1.2	Polarisation .....	44
4.2.3.1.3	Depressionswinkel.....	45
4.2.3.2	Rückstreuverhalten von Objekten auf der Bodenoberfläche.....	45
4.2.3.3	Aufnahmeprinzipien .....	46
4.2.3.3.1	Radar mit realer Apertur (RAR) .....	46

4.2.3.3.2	Radar mit synthetischer Apertur (SAR).....	47
4.2.3.4	SAR Interferometrie .....	48
4.2.3.5	E-SAR Spezifikationen.....	49
4.2.3.6	Befliegung der Testgebiete .....	50
4.3	Bodenreferenz.....	51
4.3.1	Inventurpunkte.....	51
4.3.2	Referenzflächen .....	52
4.3.3	Referenzbestände.....	56
4.3.4	Kartierung der Waldentwicklungsstadien.....	57
4.3.4.1	Bestandesweise Kartierung.....	57
4.3.4.2	Kartierung auf den Inventurpunkten .....	58
4.3.5	Einmessung der Bodenreferenz .....	59
4.3.5.1	Hochgenaue Einmessung von Referenzflächen und Passpunkten .....	59
4.3.5.2	Entwicklung eines Verfahrens zur Einmessung der Inventurpunkte .....	62
4.3.5.2.1	Zielstellung .....	62
4.3.5.2.2	Methodisches Vorgehen.....	62
4.3.5.2.3	Ergebnisse der statischen GPS-Punkteinmessung .....	63
4.3.5.2.4	Bewertung der Ergebnisse .....	64
<b>5</b>	<b>ERFASSUNG VON BODEN- UND BESTANDES OBERFLÄCHE .....</b>	<b>65</b>
5.1	Einleitung.....	65
5.2	Erfassung der Bodenoberfläche .....	67
5.2.1	Laserscanning .....	67
5.2.1.1	Einleitung.....	67
5.2.1.2	Methodisches Vorgehen.....	68
5.2.1.3	Ergebnisse.....	70
5.2.1.3.1	Vergleich der Genauigkeit zwischen gemessenen und interpolierten Werten .....	70
5.2.1.3.2	Genauigkeit des interpolierten Bodenmodells auf den Referenzflächen .....	71
5.2.1.3.3	Genauigkeit in Abhängigkeit von Testgebiet, Jahreszeit und Baumart .....	73
5.2.1.4	Diskussion.....	75
5.2.2	Interferometrisches Radar.....	77
5.2.2.1	Methodisches Vorgehen.....	78
5.2.2.1.1	Generierung des DTM und Überlegungen zu dessen Evaluierung .....	78
5.2.2.1.2	Herleitung einer Referenzhöhe aus Laserscanningdaten und Referenzflächen.....	78
5.2.2.1.3	Berechnung der Spitzenhöhe aus Inventurdaten .....	79
5.2.2.1.4	Berechnung eines Dichtemaßes aus Inventurdaten.....	80
5.2.2.1.5	Herleitung einer Referenzhöhe aus Laserscanningdaten und Inventurpunkten .....	80
5.2.2.2	Ergebnisse.....	80
5.2.2.2.1	Übersicht über die Differenzen zwischen P-Band-DTM und Laser-DTM in Testgebiet C ...	80
5.2.2.2.2	Messgenauigkeit in den Referenzbeständen .....	81
5.2.2.2.3	Messgenauigkeit an den Inventurpunkten.....	82
5.2.2.3	Diskussion.....	84
5.3	Erfassung von Bestandesoberfläche und Bestandeshöhe .....	87
5.3.1	Laserscanning .....	87
5.3.1.1	Methodisches Vorgehen.....	87
5.3.1.2	Ergebnisse.....	87
5.3.1.3	Diskussion.....	89

5.3.2	Interferometrisches Radar.....	92
5.3.2.1	Methodisches Vorgehen.....	92
5.3.2.2	Ergebnisse.....	93
5.3.2.2.1	Bestandeshöhenmodell aus der Differenz von X-Band und Laser-DTM (=X-Band-DCM)..	93
5.3.2.2.1.1	Ergebnisse für Referenzbestände und Inventurpunkte .....	93
5.3.2.2.1.2	Altbestände .....	95
5.3.2.2.1.3	Jungbestände.....	97
5.3.2.2.1.4	Sonstige Flächen .....	98
5.3.2.2.2	Bestandeshöhenmodell aus X- und P-Band .....	99
5.3.2.2.2.1	Ergebnisse für Referenzbestände und Inventurpunkte.....	99
5.3.2.2.3	Bestandeshöhenmodell aus L-Band und Pol-InSAR/RVoG-Modell .....	100
5.3.2.2.3.1	Ergebnisse für Referenzbestände und Inventurpunkte.....	101
5.3.2.2.3.2	Altbestände .....	102
5.3.2.2.3.3	Jungbestände.....	104
5.3.2.2.3.4	Sonstige Flächen .....	105
5.3.2.3	Diskussion.....	106
5.3.3	Digital Mapping Camera .....	109
5.3.3.1	Methodisches Vorgehen.....	109
5.3.3.2	Ergebnisse.....	110
5.3.3.2.1	Ergebnisse für Referenzflächen und Inventurpunkte .....	110
5.3.3.2.2	Altbestände .....	111
5.3.3.2.3	Jungbestände.....	112
5.3.3.2.4	Sonstige Flächen .....	114
5.3.3.3	Diskussion.....	114
<b>6</b>	<b>EINZELBAUMERKENNUNG .....</b>	<b>117</b>
6.1	Einleitung .....	117
6.2	Template Matching .....	120
6.2.1	Einleitung .....	120
6.2.2	Material.....	120
6.2.3	Methodisches Vorgehen .....	121
6.2.3.1	Beschreibung des Algorithmus .....	121
6.2.3.1.1	Evaluierung der Ergebnisse .....	122
6.2.3.1.2	Sensitivitätsanalyse.....	122
6.2.3.1.3	Überprüfung der Ergebnisse auf den Referenzflächen .....	123
6.2.4	Ergebnisse.....	123
6.2.4.1	Sensitivitätsanalyse.....	123
6.2.4.2	Ergebnisse auf den Referenzflächen .....	129
6.2.5	Diskussion .....	130
6.3	Objekt-basierter Ansatz mit dem Fractal Net Evolution Algorithm .....	133
6.3.1	Einleitung .....	133
6.3.2	Material.....	134
6.3.3	Methodisches Vorgehen .....	134
6.3.3.1	Beschreibung des Algorithmus .....	134
6.3.3.2	Evaluierung der Ergebnisse .....	137
6.3.4	Ergebnisse.....	138
6.3.5	Diskussion .....	139

6.4	Watershed Algorithmen.....	141
6.4.1	Einleitung.....	141
6.4.2	Material.....	142
6.4.3	Methodisches Vorgehen .....	143
6.4.3.1	Evaluierung der Ergebnisse .....	143
6.4.3.2	Wahrscheinlichkeit, einen Baum zu erkennen.....	144
6.4.3.3	Bestimmung von Baumhöhe, Kronenradius, Brusthöhendurchmesser und Holzvolumen .....	145
6.4.4	Algorithmus „Schweden“ .....	147
6.4.4.1	Beschreibung des Algorithmus .....	147
6.4.4.2	Ergebnisse.....	149
6.4.4.2.1	Anzahl und Holzvorrat der erkannten Bäume.....	149
6.4.4.2.2	Einflussgrößen auf das Erkennen von Bäumen .....	152
6.4.4.2.3	Bestimmung der Baumhöhen.....	154
6.4.4.2.4	Bestimmung des Kronendurchmessers .....	155
6.4.4.2.5	Bestimmung des Brusthöhendurchmessers.....	157
6.4.4.2.6	Bestimmung des Holzvolumens .....	159
6.4.4.2.6.1	Methode I: Direkte Bestimmung des Holzvolumens .....	159
6.4.4.2.6.2	Methode II: Bestimmung des Holzvolumens über Volumenfunktionen.....	161
6.4.4.2.7	Aufteilung des Holzvolumens nach Durchmesserstufen .....	161
6.4.5	Algorithmus „Freiburg“ .....	163
6.4.5.1	Beschreibung des Algorithmus .....	163
6.4.5.2	Ergebnisse.....	165
6.4.5.2.1	Anzahl und Holzvorrat der erkannten Bäume.....	165
6.4.5.2.2	Bestimmung der Baumhöhen.....	166
6.4.5.2.3	Bestimmung des Kronendurchmessers .....	168
6.4.5.2.4	Bestimmung des Brusthöhendurchmessers.....	169
6.4.5.2.5	Bestimmung des Holzvolumens .....	171
6.4.5.2.5.1	Methode I: Direkte Bestimmung des Holzvolumens .....	171
6.4.5.2.5.2	Methode II: Bestimmung des Holzvolumens über Volumenfunktionen.....	173
6.4.5.3	Aufteilung des Holzvolumens nach Durchmesserstufen.....	173
6.4.6	Vergleich der beiden Algorithmen .....	175
6.4.7	Unterscheidung zwischen Laub- und Nadelbäumen.....	177
6.4.7.1	Einleitung.....	177
6.4.7.2	Material.....	178
6.4.7.3	Methodisches Vorgehen.....	179
6.4.7.3.1	Berechnung von statistischen Parametern für die Kronenpolygone .....	179
6.4.7.3.1.1	Merkmale aus den digitalen Bildern .....	179
6.4.7.3.1.1.1	Schattenabschwächung mittels eines Chromaticity Filters .....	179
6.4.7.3.1.1.2	Mittlerer Grauwert .....	180
6.4.7.3.1.1.3	Texturen.....	180
6.4.7.3.1.2	Laser-Metriken.....	182
6.4.7.3.1.2.1	Höhenbezogene Metriken .....	182
6.4.7.3.1.2.2	Dichtebezogene Metriken .....	183
6.4.7.3.2	Klassifikation .....	184
6.4.7.3.2.1	Unüberwachte Klassifikation mit einer Clusterzentrenanalyse (k-means) .....	184
6.4.7.3.2.2	Überwachte Klassifikation.....	185
6.4.7.3.2.3	Korrelationsanalyse .....	185



6.4.7.4	Ergebnisse.....	185
6.4.7.4.1	Unüberwachte Klassifikation mittels Clusterzentrenanalyse (k-means).....	185
6.4.7.4.2	Überwachte Klassifikation.....	188
6.4.8	Diskussion.....	189
<b>7</b>	<b>BESTIMMUNG VON PARAMETERN AUF PROBEFLÄCHEN- UND BESTANDESEBENE ..</b> .....	<b>197</b>
7.1	Objektorientierte Bildanalyse zur Erfassung von Totholzflächen.....	197
7.1.1	Einleitung.....	197
7.1.2	Methodisches Vorgehen.....	198
7.1.2.1	Aufbereitung der Bilddaten und Auswahl von Test- und Trainingsgebieten.....	198
7.1.2.2	Erfassung der Totholzflächen mit eCognition:.....	198
7.1.2.2.1	Segmentierung.....	198
7.1.2.2.2	Klassifizierung.....	199
7.1.3	Ergebnisse.....	200
7.1.3.1.1	Klassifikationsgenauigkeit und Übertragbarkeit auf andere Daten der gleichen Befliegung.....	200
7.1.3.1.2	Übertragbarkeit der Regelwerke auf andere Bildflüge.....	201
7.1.3.1.3	Vergleich mit den Ergebnissen der visuellen Interpretation.....	202
7.1.4	Operationalisierung des Verfahrens.....	203
7.1.5	Diskussion.....	204
7.2	Schätzung von forstlichen Bestandeskennwerten auf Probeflächen.....	206
7.2.1	Einleitung.....	206
7.2.2	Material.....	208
7.2.3	Methodisches Vorgehen.....	209
7.2.3.1	Erzeugung der Datensätzen.....	209
7.2.3.2	Berechnung der Bestandeskennwerte aus den Bodendaten.....	209
7.2.3.3	Berechnung von statistischen Parametern aus den Laserdaten.....	213
7.2.3.3.1	Aufbereitung der Laserdaten.....	213
7.2.3.3.2	Höhenbezogene Metriken.....	214
7.2.3.3.3	Dichtebezogene Metriken.....	215
7.2.3.4	Multiple Regressionsanalysen.....	216
7.2.4	Ergebnisse.....	217
7.2.4.1	Alle Probeflächen.....	217
7.2.4.2	Nadelwald.....	220
7.2.4.3	Laubwald.....	222
7.2.4.4	Mischwald.....	225
7.2.4.5	Fichtenhochlagenwälder.....	227
7.2.4.6	Kreuzvalidierung.....	230
7.2.5	Diskussion.....	232
7.3	Erfassung von Waldentwicklungsstadien.....	241
7.3.1	Einleitung.....	241
7.3.2	Potenzial von Laserscanning zur Erfassung von vertikalen Strukturen.....	241
7.3.2.1	Einleitung.....	241
7.3.2.2	Methodisches Vorgehen.....	242
7.3.2.3	Ergebnisse.....	243
7.3.2.4	Diskussion.....	246

7.3.3	Entwicklung einer Methode zur Kartierung von Waldentwicklungs-stadien aus Laserscanningdaten .....	247
7.3.3.1	Methodisches Vorgehen.....	247
7.3.3.1.1	Verwendete Lasermetriken .....	247
7.3.3.1.2	Maßzahlen für die Klassifikationsgüte .....	247
7.3.3.2	Ergebnisse.....	249
7.3.3.2.1	Unterscheidung zwischen Jung- und Altbeständen.....	249
7.3.3.2.2	Unterscheidung zwischen Jugend- und Wachstumsstadien .....	250
7.3.3.2.3	Unterscheidung zwischen Reifungsstadien- und Verjüngungs- und Plenterstadien .....	250
7.3.3.2.4	Gesamtergebnis.....	251
7.3.3.3	Diskussion.....	251
7.3.4	Evaluierung der terrestrischen und laserscanninggestützten Waldentwicklungsstadienkartierungen anhand von Inventurpunkten .....	253
7.3.4.1	Methodisches Vorgehen.....	253
7.3.4.2	Ergebnisse.....	254
7.3.4.2.1	Evaluierung des terrestrischen Begangs .....	254
7.3.4.2.1.1	Ansprache der Entwicklungsstadien .....	254
7.3.4.2.1.2	Variante 1: .....	255
7.3.4.2.1.3	Variante 2.....	256
7.3.4.2.1.4	Variante 3.....	257
7.3.4.2.2	Evaluierung der Waldentwicklungsstadienkartierung aus Laserscanningdaten.....	258
7.3.4.3	Diskussion.....	259
7.4	Regionalisierung der Ergebnisse .....	263
7.4.1	Einleitung.....	263
7.4.2	Datenorganisation .....	264
7.4.3	Die Auswertesoftware „Lidar Tool“ .....	265
7.4.3.1	Aufbereitung der Daten.....	265
7.4.3.2	Einlesen der Daten .....	266
7.4.3.3	Berechnungen .....	267
7.4.3.4	Datenausgabe .....	270
7.4.4	Aufbau einer Ergebnisdatenbank.....	272
7.4.5	Berechnung der statistischen Parameter .....	272
7.4.6	Darstellung und Aufbereitung der Ergebnisse .....	273
<b>8</b>	<b>ZUSAMMENFASSEND BEWERTUNG .....</b>	<b>274</b>
8.1	Eignung der verschiedenen Sensoren für Erfassung von Waldstrukturen.....	274
8.2	Bewertung der Methoden für den Einsatz bei Waldinventuren.....	277
8.2.1	Überregionale Ebene .....	277
8.2.2	Bestandes- und Landschaftsebene .....	278
8.2.2.1	Wirtschaftlichkeit.....	278
8.2.2.2	Einsatzmöglichkeiten.....	282
8.3	Fragestellungen für die weitere Forschung.....	289
8.3.1	Methodik.....	289
8.3.2	Weitere Anwendungsbereiche .....	291
<b>9</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG.....</b>	<b>292</b>
9.1	Aufbau eines Testgebietes für Fernerkundungssensoren .....	292

9.2	Höhenmessgenauigkeit der verschiedenen Sensoren.....	293
9.3	Delinierung und Parameterableitung von Einzelbäumen.....	295
9.4	Erfassung forstlicher Parameter auf Rasterzellen- und Bestandesebene .....	297
9.5	Bewertung der Ergebnisse.....	299
<b>10 SUMMARY.....</b>		<b>301</b>
10.1	Establishment of a test area for remote sensing techniques.....	301
10.2	Accuracy of height measurements attained with the various sensors .....	302
10.3	Delineation and the derivation of parameter for individual trees.....	304
10.4	Survey of forestry parameter at the level of raster cells and individual stands.....	306
10.5	Evaluation of the results.....	308
<b>11 VERÖFFENTLICHUNGEN UND PRÄSENTATIONEN.....</b>		<b>310</b>
11.1	Veröffentlichungen.....	310
11.2	Poster.....	311
11.3	Vorträge.....	311
11.4	Diplomarbeiten.....	313
<b>12 LITERATURVERZEICHNIS: .....</b>		<b>314</b>
<b>13 ANLAGE: .....</b>		<b>332</b>

**Abkürzungsverzeichnis:**

ADC	Airborne <b>D</b> igital <b>C</b> amera
ALF	Accurate Positioning by <b>L</b> ow <b>F</b> requency
ASCII	American Standard Code for <b>I</b> nformation <b>I</b> nterchange
CCF	Crown Competition <b>F</b> actor
CIR	Color <b>I</b> nfra <b>R</b> ot
DGPS	Differential <b>G</b> PS
DGM 50	Digitales <b>G</b> elände <b>M</b> odell <b>50</b> m Auflösung
DCM	Digital Crown <b>M</b> odell
DLL	Dynamik <b>L</b> ink <b>L</b> ibrarys
DLR	Deutsches Zentrum für <b>L</b> uft- und <b>R</b> aumfahrt
DMC	Digital <b>M</b> apping <b>C</b> amera
DSM	Digital <b>S</b> urface <b>M</b> odel
DTM	Digital <b>T</b> errain <b>M</b> odel
DHDN	Deutsches <b>H</b> aupt <b>D</b> reiecks <b>N</b> etz
DHHN	Deutsches <b>H</b> aupt <b>H</b> öhen <b>N</b> etz
ED50	Europäisches <b>D</b> atum von <b>1950</b>
EG97	Europäisches <b>G</b> eoidmodell von <b>1997</b>
E-SAR	flugzeuggetragenes <b>E</b> xperimentelles <b>SAR</b> -System des DLR
ESRI	Environmental Systems <b>R</b> esearch <b>I</b> nstitute
ETRS89:	European <b>T</b> errestrial <b>R</b> eference <b>S</b> ystem von <b>1989</b>
FMC	Forward <b>M</b> otion <b>C</b> ompensation
GB	<b>G</b> iga <b>B</b> yte
GDOP	Geometric <b>D</b> ilution <b>O</b> f <b>P</b> recision
GHz	<b>G</b> iga <b>H</b> ertz
GIS	Geographisches <b>I</b> nformations <b>S</b> ystem
GLCM	Grey-level- <b>C</b> o-occurrence- <b>M</b> atrix
GPS	Global <b>P</b> ositioning <b>S</b> ystem
GK	<b>G</b> auß <b>K</b> rüger
GSD	Ground <b>S</b> ampling <b>D</b> istance
$h_{100}$	Grundflächenmittelhöhe der 100 stärksten Bäume je Hektar
HRSC-A	<b>H</b> igh <b>R</b> esolution <b>S</b> paceborn <b>C</b> amera-Airborne
HTO	<b>H</b> igh <b>T</b> ech <b>O</b> ffensive Bayern
HH	<b>H</b> orizontales <b>S</b> enden und <b>H</b> orizontaler <b>E</b> mpfang

---

HV	<b>H</b> orizontales Senden und <b>V</b> ertikaler Empfang
INS	<b>I</b> nertial <b>N</b> avigation <b>S</b> ystem
InSAR	<b>I</b> nterferometrisches <b>S</b> ynthetic <b>A</b> pertur <b>R</b> adar
IPL	<b>I</b> mage <b>P</b> rocessing <b>L</b> ibrary
KQ	<b>K</b> oordinaten <b>Q</b> ualität
LRF	<b>L</b> aser <b>R</b> ange <b>F</b> inder
LIDAR	<b>L</b> ight <b>D</b> etection <b>A</b> nd <b>R</b> anging
LW	<b>L</b> ang <b>W</b> elle
MB	<b>M</b> ega <b>B</b> yte
MrSID	Datenformat der Firma LizzardTech
NDVI	<b>N</b> ormalized <b>D</b> ifferenced <b>V</b> egetation <b>I</b> ndex
ODBC	<b>O</b> pen <b>D</b> ata <b>B</b> ase <b>C</b> onnectivity
PRF	<b>P</b> ulse <b>R</b> epetition <b>F</b> requency
RAM	<b>R</b> andom <b>A</b> ccess <b>M</b> emory
RAR	<b>R</b> earer <b>A</b> pertur <b>R</b> adar
RADAR	<b>R</b> adio <b>D</b> etection <b>A</b> nd <b>R</b> anging
RASANT	<b>R</b> adio <b>A</b> ided <b>S</b> atellite <b>N</b> avigation <b>T</b> echnique
RD	<b>R</b> elative <b>D</b> ensity
RDI	<b>R</b> elative <b>D</b> ensity <b>I</b> ndex
RMK	<b>R</b> eihen <b>M</b> ess <b>K</b> amera
RMSE	<b>R</b> oot- <b>M</b> ean- <b>S</b> quare- <b>E</b> rror
RvoG	<b>R</b> andom <b>V</b> olume <b>O</b> ver <b>G</b> round
SAPOS	<b>S</b> atelliten <b>P</b> ositionierungsdienst der deutschen Landesvermessung
SAR	<b>S</b> ynthetic <b>A</b> pertur <b>R</b> adar
SDI	<b>S</b> tand <b>D</b> ensity <b>I</b> ndex
SLAR	<b>S</b> ide <b>L</b> ooking <b>A</b> pertur <b>R</b> adar
TIN	<b>T</b> riangulated <b>I</b> rrregular <b>N</b> etwork
TTA	<b>T</b> est and <b>T</b> rainings <b>A</b> rea
UAV	<b>U</b> nm <b>A</b> nned <b>V</b> ehicle
UKW	<b>U</b> ltra <b>K</b> urz <b>W</b> elle
VH	<b>V</b> ertikales Senden und <b>H</b> orizontaler Empfang
VV	<b>V</b> ertikales Senden und <b>V</b> ertikaler Empfang
TP	<b>T</b> opographischer <b>P</b> unkt
WGS 84	<b>W</b> orld <b>G</b> eodetic <b>S</b> ystem von 1984

## 3 EINLEITUNG

### 3.1 Hinführung

#### 3.1.1 Bedeutung des Projektes für die Waldinventur in Nationalparks und Forstbetrieben

Eine zentrale Aufgabe von Nationalparks ist die wissenschaftliche Beobachtung der Waldlebensgemeinschaft mit ihren natürlichen und nicht anthropogen beeinflussten Abläufen in einer von forstlicher Nutzung freien Waldlandschaft. Hier stellt insbesondere die Dokumentation der ablaufenden Prozesse und Strukturveränderungen als Ausdruck natürlicher Entwicklungskräfte eine große Herausforderung dar, die mit konventionellen Methoden nicht oder nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand möglich ist. Neben der Erfassung und Dokumentation von Totholzflächen, die im Nationalpark Bayerischer Wald bereits operationell mit Fernerkundungsdaten durchgeführt wird, besteht auch das Ziel, kleinflächige Entwicklungen mit Methoden der Fernerkundung zu erfassen.

Die Erfassung von Waldstrukturen ist damit eine der wichtigsten Grundlagen für das Management und die Erforschung von Waldnationalparks, aber auch für die nachhaltige Bewirtschaftung aller anderen Wälder. Stehen diese Informationen zur Verfügung, können Zustand und Entwicklungsperspektiven des jeweiligen Waldes beurteilt und gegebenenfalls Maßnahmen geplant werden. Sie sind damit eine fundamentale Grundlage für das Verständnis und das Management von naturbelassenen und bewirtschafteten Waldökosystemen.

Informationen über Waldstrukturen werden für eine Vielzahl von Themen des Managements und der Forschung benötigt:

- Unbewirtschaftete Wälder sind ein Referenzgebiet für die Beobachtung natürlicher, nicht direkt vom Menschen beeinflusster Prozesse. Durch Vergleich von bewirtschafteten und unbewirtschafteten Wäldern lassen sich wichtige Rückschlüsse für die nachhaltige Waldbewirtschaftung ziehen.
- Im Nationalpark Bayerischer Wald basieren wichtige politische Entscheidungen auf Erhebungen von Waldstrukturen, z. B.:
  - Aufnahme der Verjüngung in den Hochlagenwäldern,
  - Monitoring der Borkenkäferentwicklung durch Erfassung der Totholzflächen,
  - Analyse der Gefährdung von Wäldern durch den Borkenkäfer
  - Planungen für die Vergrößerung der Naturzone.
- In genutzten Wäldern werden aus ihnen Richtlinien für die Bewirtschaftung der natürlichen Ressourcen abgeleitet. Sie sind damit die Grundlage für Planung und Management.
- Sie sind Basis für die Bewertung der Diversität von Wäldern (Stichwort FFH-Richtlinie, Leitartenkonzept, Habitatmodellierung).
- Waldstrukturdaten dienen als Basisinformationen für Forschungsvorhaben, beispielsweise zum Erkenntnisgewinn über Zusammenhänge im Ökosystem Wald.

Die zur Bearbeitung dieser Themen notwendigen Daten werden bisher vor allem durch den Einsatz von terrestrischen Aufnahmetrupps mit manueller Datenerfassung im Rahmen der klassischen Forsteinrichtung erhoben. Dieses zweiphasige Verfahren setzt sich aus einer Stichprobeninventur und einem Waldbegang zur Abgrenzung der Waldbestände zusammen.

Dabei stammen die grundlegenden Arbeiten zur Systematik, Anlage und Auswertungen von Stichprobeninventuren schon aus den 70er Jahren des letzten Jahrhunderts (LOETSCH und HALLER 1973, LOETSCH et al. 1973, ZÖHRER 1977, 1980).

Im Nationalpark Bayerischer Wald wurde in den Jahren 1986 (ehem. Forstamt Zwiesel) und 1991 (altes Nationalparkgebiet) eine permanente Stichprobeninventur angelegt. Die Inventurpunkte sind in einem quadratischen Gitternetz von 200 x 200 m systematisch über die Waldfläche des Nationalparks verteilt. Permanent bedeutet in diesem Zusammenhang, dass die Probeflächen dauerhaft markiert sind und dadurch gewährleistet ist, dass bei Folgeinventuren exakt die gleichen Bäume erfasst werden. Im Jahr 2002 fand die erste Wiederholungsinventur statt, bei der alle 5859 Inventurpunkte und 183.097 Bäume erfasst wurden. Im darauffolgenden Jahr wurde im Rahmen eines Begangs die Kartierung von Beständen nach Waldentwicklungsstadien unter Zuhilfenahme von Luftbildern durchgeführt (HEURICH und NEUFANGER 2005). Das Verfahren der Zustandserfassung durch Stichprobeninventur und Waldbegang ist im Detail durch die Forsteinrichtungsrichtlinie für die Bayerischen Staatswälder geregelt (FUCHS und KENNEL 1994, BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1982). Im folgenden Text wird die Zustandserfassung im Rahmen der Forsteinrichtung, also Inventur und Waldbegang, als Waldinventur bezeichnet.

Die herkömmlichen Erhebungsverfahren stoßen jedoch in den großflächigen Naturwäldern von Nationalparks - aber auch im Hochgebirge - aus den verschiedensten Gründen an ihre Grenzen:

- Aufgrund der geringen Erschließung sind die Anmarschwege für die Inventurtrupps sehr lang.
- Aufgrund der großen Heterogenität von Naturwäldern benötigt man für die Ableitung von flächigen Aussagen mehr Probeflächen als in Wirtschaftswäldern. Zusätzlich steigt der Erhebungsaufwand je Probepunkt.
- Mit einer Betriebsinventur sind nur Aussagen über größere Befundeinheiten möglich. Der komplexe Informationsbedarf der Nationalparkverwaltung macht es jedoch notwendig, dass flächenscharfe Daten zur Verfügung gestellt werden, was mit Stichprobenkonzepten nicht möglich ist.
- Flächige Informationen, wie sie für Habitatbewertungen nötig sind, können daraus nur eingeschränkt abgeleitet werden.
- Durch die große Totholzmenge ist das Gebiet schwer zugänglich. Zudem ist die Unfallgefahr für Inventurtrupps sehr hoch, so dass trotz des Einsatzes von 2-Mann-Trupps große Bedenken von Seiten der Arbeitssicherheit bestehen.
- Durch verstärkten Einsatz von Fernerkundungsmethoden können Störungen durch Aufnahmetrupps im Kerngebiet des Nationalparks auf das unbedingt notwendige Maß beschränkt werden. Somit wird dem Schutzgedanken des Nationalparks besser Rechnung getragen.

Die klassische Waldinventur ist für den Einsatz in Nationalparks also nur bedingt geeignet, insbesondere der hohe Personaleinsatz wird in Zukunft kaum noch zu finanzieren sein. Beispielsweise umfasste die 2002/2003 im Nationalpark durchgeführte Waldinventur ein Finanzvolumen von 1,1 Mio. Euro. Es ist deshalb abzusehen, dass in Wäldern ohne unmittelbaren wirtschaftlichen Nutzen die Abstände solcher Inventuren immer größer werden und gleichzeitig die Anzahl der erhobenen Parameter und die Stichprobendichte abnimmt. Dynamik und Vielfalt in der Entwicklung der Wälder des Nationalparks lassen sich dann nur

noch sehr eingeschränkt beschreiben, was natürlich auch Managemententscheidungen auf eine unsichere Basis stellt.

Aus Sicht eines Forstbetriebes ist es natürlich wünschenswert, die für die Forstbetriebssteuerung notwendigen Informationen möglichst kostengünstig zu erheben. Die konventionellen Verfahren wurden in den vergangenen Jahrzehnten jedoch bereits optimiert. Eine weitere Effizienzsteigerung ist nur noch eingeschränkt durch den Einsatz mobiler Mess- und GIS-Technik und durch eine Reduktion des Stichprobenumfangs zu erwarten. Aufgrund steigender Lohnkosten besteht von dieser Seite deshalb ein großes Interesse am Einsatz von Fernerkundungsdaten zur Rationalisierung der Waldinventur.

Aus diesen Gründen erscheint es notwendig, die verschiedenen Möglichkeiten, die Fernerkundung zur Erfassung von Waldstrukturen bietet, auszutesten, so dass auch in Zukunft die notwendigen Informationen für das Management und die Erforschung von Waldnationalparks und die nachhaltige Nutzung von bewirtschafteten Wäldern zur Verfügung stehen.

### **3.1.2 Einsatz von Fernerkundungssensoren bei Waldinventuren**

Luftbilder bilden schon seit geraumer Zeit eine wichtige Grundlage für die Forstplanung. Bereits 1887 gab es erste Versuche zur Anwendung der Luftbildauswertung für die Herstellung einer Waldbestandskarte. Die Luftbilder wurden damals von einem Fesselballon aus aufgenommen (HILDEBRANDT 1987). Es dauerte allerdings bis nach dem Ersten Weltkrieg, bis die technologische Entwicklung des Flugzeugbaues und der Photographie die Möglichkeiten schuf, Luftbilder als Hilfsmittel für die Forsteinrichtung zu verwenden (HILDEBRANDT 1996). In Bayern war der damalige Waldbaureferent Rebel ein Protagonist dieser Entwicklung. Während seiner Amtszeit veranlasste er großflächige Befliegungen mit dem Ziel, die Wirtschaftskarten durch Luftbildkarten zu ersetzen (REBEL 1924). Ein Hinweis darauf, welche Bedeutung die Forstwissenschaft schon früh in der Fernerkundung sah, ist auch, dass bereits 1957 eine erste lehrbuchartige Darstellung über die forstliche Luftbildinterpretation entstand (BAUMANN 1957). Auch in den folgenden Jahren wurden neue Entwicklungen in der Fernerkundung immer wieder für ihre Eignung für die Forstwirtschaft getestet und weiterentwickelt (HILDEBRANDT 1996). Das bedeutendste Forschungsgebiet ist nach wie vor der Einsatz von Methoden der Fernerkundung für Waldinventuren. Dabei kann zwischen Waldinventuren auf Landesebene und solchen auf Betriebsebene unterschieden werden:

Bei großräumigen Inventuren soll das Vorkommen und der Zustand des Waldes auf Landes-/Bundesebene erfasst werden. Während in Deutschland dazu im Rahmen der Bundeswaldinventur nur terrestrische Erhebungen stattfinden, spielt beispielsweise bei den Nationalen Waldinventuren in Skandinavien und Nordamerika aber auch in Österreich und der Schweiz der Einsatz von Satellitendaten und Luftbildern eine wichtige Rolle (TOMPO 1993, CZAPLEWSKI 1999, REESE et al. 2003). Allerdings ist auch in Deutschland ein Trend zum verstärkten Einsatz von Fernerkundungsmethoden für diesen Einsatzbereich zu verzeichnen. Beispielsweise werden Waldverzeichnisse auf Landesebene z. T. mit Hilfe von Satellitenaufnahmen geführt (KOCH 2003).

Operationell werden Fernerkundungsdaten heute im Forstbereich vor allem bei der Waldinventur auf Betriebsebene eingesetzt. Es handelt sich überwiegend um Orthophotos, die als Hilfsmittel zur Abgrenzung und Beschreibung von Beständen dienen. Darüber hinaus sind sie die Grundlage für Flächenermittlungen und die Kartenfortführung durch Ergänzung und Korrektur des ständigen Details. Nach Angaben von HUSS (1984) konnten die Gesamtkosten



der Forsteinrichtung durch den Einsatz von Luftbildern um 30 – 40 % gesenkt werden. Weitergehende dendrometrische Auswertungen, wie die Bestimmung von Baumhöhen (NEUMANN 1933, AKCA 1973) Durchmesserverteilungen (HILDEBRANDT 1969) und Massenschätzungen (LOETSCH 1970,) sind durch stereoskopische Luftbildauswertung zwar möglich, erforderten aber Spezialisten, eine teure Geräteausstattung und einen großen Interpretationsaufwand, so dass sie in Mitteleuropa keinen Eingang in die Forsteinrichtung fanden. Nur im Bereich der Naturwaldreservateforschung haben sie eine größere Bedeutung erlangt (HILDEBRANDT 1996, ARBEITSGRUPPE FORSTLICHER LUFTBILDINTERPRETEN 2003).

Ein wichtiger Einsatzbereich von Methoden der Fernerkundung ist auch die Erfassung von Waldschäden, da man mit Farbinfrarot-Luftbildern sehr gut die Vitalität von Bäumen erkennen kann (KENNEWEG 1970, KOCH et al. 1984, VDI 1990). Dabei eignen sich die Luftbilder sehr gut für den Einsatz im Forstbereich, da sehr effektiv große Flächen bearbeitet werden können (AMMER et al. 1983). Ein Beispiel für die Nutzung von Farbinfrarot-Luftbildern zum Monitoring von Waldschäden ist auch die Erfassung von Totholzflächen im Nationalpark Bayerischer Wald (RALL und MARTIN 2002, HEURICH et al. 2001).

Herkömmliche Verfahren der stereoskopischen Messung und visuellen Interpretation liefern zwar durchaus brauchbare Ergebnisse für Waldinventuren, können aber auch nur auf Stichprobenbasis durchgeführt werden und müssen zudem noch durch terrestrische Aufnahmen ergänzt werden (BAUER 2001). Als Voraussetzung für eine breitere Anwendung von Fernerkundungsverfahren bei Waldinventuren müssen deshalb einfache, reproduzierbare und kostengünstige Verfahren entwickelt werden, die den vielfältigen Informationsbedarf für die nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder decken. Hier zeichnen sich in den letzten Jahren vor allem zwei Entwicklungen ab, die ein großes Potenzial für einen operationellen Einsatz für Waldinventuren auf Betriebsebene haben. Zum einen ist die automatisierte Kartierung von Baumkronen zur Ableitung von forstlichen Parametern ein Kernpunkt der Inventurforschung weltweit (HILL und LECKIE 1998). Durch die Bestimmung der Einzelbäume könnte der Informationsbedarf für das Waldmanagement und die Nutzungsplanung in vieler Hinsicht erfüllt werden. Beispielsweise könnten damit die Durchmesserverteilungen und Holzvorräte hergeleitet, aber auch Habitatkartierungen durchgeführt werden. Zum anderen werden neben den Verfahren, die auf den Einzelbaum zielen, auch statistische Verfahren für die Herleitung von forstlichen Kenngrößen auf Bestandesebene entwickelt und mittlerweile in Norwegen bereits operationell für Waldinventuren eingesetzt (NAESSET 2004). Als Grundlage für die Entwicklung dieser Methoden, waren die folgenden Voraussetzungen unabdingbar:

Erstens werden Sensoren mit einer hohen räumlichen und spektralen Auflösung benötigt, die charakteristische Waldstrukturen wie die Kronenoberfläche oder die verschiedenen Baumarten wiedergeben. Einige Sensoren, die in den letzten Jahren auf dem Markt erschienen sind, erfüllen diese Voraussetzungen in weiten Bereichen. Beispielsweise ist Laserscanning eine Technologie mit einem großen Potenzial für Forstapplikationen. Da die Laserstrahlen teilweise das Kronendach durchdringen können, ist es möglich, mit geeigneten Filtertechniken Digitale Bodenmodelle (DTM) und Digitale Oberflächenmodelle (DSM) herzuleiten. Abhängig von der Messpunktdichte kann mit Laserscannern eine räumliche Auflösung von unter einem halben Meter erreicht werden (BALTSAVIAS 1999a). Während die Lasersensoren schon in den 70er Jahren in den USA entwickelt wurden, folgten die ersten Studien im Forstbereich erst um 1980 (SOLODUKHIN et al. 1977, NELSON et al. 1984). Voraussetzung für die exakte Positionierung der Messwerte und damit für eine breite Anwendung der Lasersysteme war jedoch die Entwicklung und Kombination von hochgenauen GPS- und INS-Systemen (Inertial Navigation Systems) mit den Laserentfernungsmessern. Bereits 2000 bezeichnen ECKMÜLLNER und RIEGER Laserscanning als "... eine Technologie, die revolutionierende neue Möglichkeiten

eröffnet...". Vor allem in unzugänglichen Gebieten, bei ungleichaltrigem Bestandesaufbau, großen Inhomogenitäten der Bonitäten und räumigen Schutzwäldern, wie sie auch in den Wäldern des Nationalparks zu finden sind, verspricht das Verfahren ihrer Ansicht nach gute Ergebnisse.

Darüber hinaus sind auch die neuen flugzeuggetragenen digitalen Kamerasysteme, wie die DMC (Z/I-Imaging), Ultracam (Vexcel), ADC (Leica-Geosystems) oder die HRSC-A (DLR), in der Lage, hochaufgelöste und exakt georeferenzierte panchromatische und multispektrale Bilddaten zu liefern. Die digitalen Bilder verfügen über eine hervorragende Radiometrie, die konventionellen Luftbildern weit überlegen ist. Auch können sie dazu genutzt werden, automatisch Oberflächenmodelle zu erstellen, um 3D-Objekte zu extrahieren. In Abhängigkeit vom Bildmaßstab sind Bodenauflösungen von weniger als 10 cm möglich, die auch die Generierung von Oberflächenmodellen mit der Auflösung von 1 m und sogar darunter erlauben (HESE et al. 2000). Obwohl satellitengetragene Sensoren (Quickbird, Rapid Eye) mittlerweile eine Auflösung von etwa einem halben Meter erreichen können und flugzeuggetragene Radarsensoren (InSAR) ebenfalls die Meter-Grenze unterschreiten, können diese Sensoren bisher nicht zu einer detaillierten Analyse von Waldstrukturen auf der Einzelbaumebene beitragen, weil beispielsweise deren DSM-Auflösung noch mehrere Meter beträgt (LI et al. 2003, EISENBEIS et al. 2003).

Zweitens hat die rasante Entwicklung im Hardware-Bereich mit immer leistungsfähigeren Prozessoren und größeren Massenspeichern bei gleichzeitig sinkenden Kosten auch zu einem enormen Schub innerhalb der digitalen Bildverarbeitung geführt und diese überhaupt erst ermöglicht. Dadurch wurden auch Probleme bei der Datenauswertung, die durch die Prozessierungsgeschwindigkeit, die Speichermöglichkeiten und die Größe des Arbeitsspeichers gegeben waren, weitestgehend beseitigt. Heute sind bereits Standard-PCs in der Lage, die großen Datenmengen im Zusammenhang mit hoch aufgelösten Fernerkundungsdaten zu speichern, zu managen und zu prozessieren. Dadurch wurde die Analyse und Interpretation von Luftbildern in einer digitalen Umgebung zum Standard. Beim Einsatz von Kamera-, Laser-, und Radarsensoren existieren mittlerweile Auswertesysteme, die eine durchgehend digitale Bearbeitung der Bilder und Daten erlauben. Konventionelle Luftbilder müssen allerdings vorher eingescannt werden (ERDAS 2002).

Drittens hat auch die Softwareentwicklung große Fortschritte gebracht. Aus in den Anfangsjahren nur Spezialisten zugänglicher Software für Geoinformationssysteme und Fernerkundungsanwendungen wurden leistungsfähige Desktopanwendungen entwickelt, die heute aufgrund ihrer komfortablen Benutzerführung und ihres günstigen Preises weite Verbreitung gefunden haben. Diese Systeme dienen zur Erfassung, Verwaltung, Analyse und Präsentation großer Mengen georeferenzierter Daten. Nur durch den Einsatz solcher Systeme lassen sich die vielfältigen Daten integrieren und sinnvoll auswerten. Günstig ist hier vor allem zu bewerten, dass im Rahmen der Bildanalyse sowohl bei der Segmentierung als auch bei der Klassifizierung thematische Zusatzinformationen der GIS-Datenebene genutzt werden können (BUCK et al. 1999).

HILDEBRAND (1996) unterscheidet bei der thematischen Auswertung von optoelektronischen Fernerkundungsdaten die Methoden der visuellen Interpretation, der rechnergestützten numerischen Klassifizierung, der Identifizierung von Objekten an ihren Formen (Mustererkennung) und der Erkennung von Veränderungen im Objektfeld einer Aufzeichnung (change detection). Die visuelle Interpretation durch einen erfahrenen Luftbildinterpreten und die rechnergestützte numerische Klassifizierung werden schon seit langem erfolgreich angewendet. Verfahren der Mustererkennung wurden jedoch erst in den letzten Jahren entwickelt und in der GIS-Umgebung integriert. Die rasante technologische Entwicklung auf

der Sensorseite hat auch einen Paradigmenwechsel in der digitalen Bildanalyse zur Folge, da die Algorithmen, die für die Analyse grob aufgelöster Daten vor allem aus der Satellitenfernerkundung entwickelt wurden, nicht auf die hochaufgelösten Datensätze angewendet werden können. Bei sehr hoch aufgelösten Daten steigt die Komplexität des Informationsgehaltes, z.B. dadurch, dass die Varianz Grauwerte innerhalb einer thematisch sinnvollen Klasse zunimmt. Allerdings hat die Übertragung unserer mentalen Interpretationsfähigkeiten in Computerprogramme nicht mit der Erfassung und Speicherung qualitativ hochwertiger Bilder mitgehalten. Der Grund dafür liegt darin, dass es sehr schwierig ist, ein elektronisches Analogon für das ausgereifte menschliche Interpretationssystem zu entwickeln. Menschen können zwei Arten von Informationen während der Interpretation zusammenfügen: Zum einen die in den Bildern direkt vorhandene Information und zum anderen die „a priori Information“, die aufgrund von Erfahrung in unserem Gehirn gespeichert ist. Bei der „a priori Information“ handelt es sich praktisch um ein Modell unserer Welt. Dieses Modell enthält Regeln, die die Charakteristik der Objekte und ihre Beziehungen untereinander in der realen Welt beschreiben. Die Entwicklung neuer automatisierter Auswerteverfahren für die hochauflösenden Daten stellt damit eine Herausforderung für die Fernerkundungsforschung dar.

Viertens führen auch die Reformen der Forstverwaltungen dazu, dass die neu entstehenden Forstbetriebe die traditionellen Verfahren der Forsteinrichtung auf den Prüfstand stellen, um eine höhere Effizienz zu erreichen. Nachdem zunächst die bestehenden Verfahren durch Integration neuer Technologie wie digitalen Kluppen, GPS-Empfängern, elektronischen Kompassen, Entfernungsmessern, Feldrechnern u.a.m. verbessert werden, besteht auch ein zunehmendes Interesse am Einsatz von Fernerkundungsverfahren bei Waldinventuren.

### 3.2 Projektziele

Im Rahmen des Projektes wurden die folgenden Ziele verfolgt:

#### 1. Aufbau eines Testgebietes für Fernerkundungssensoren

Durch die gleichzeitige Erfassung von Fernerkundungsdaten und einer umfangreichen Bodenreferenz in fest umrissenen Testgebieten lassen sich Vergleiche zwischen den unterschiedlichen Sensoren und Methoden anstellen. Neben Luftbildern, die in verschiedenen Maßstäben (1 : 15.000; 1 : 10.000; 1 : 5.000; 1 : 3.500) vorliegen, wurden auch Laserscanneraufnahmen (Winter-/Sommerbefliegung), Aufzeichnungen eines optischen Scanners, einer digitalen Kamera und von interferometrischem Radar integriert.

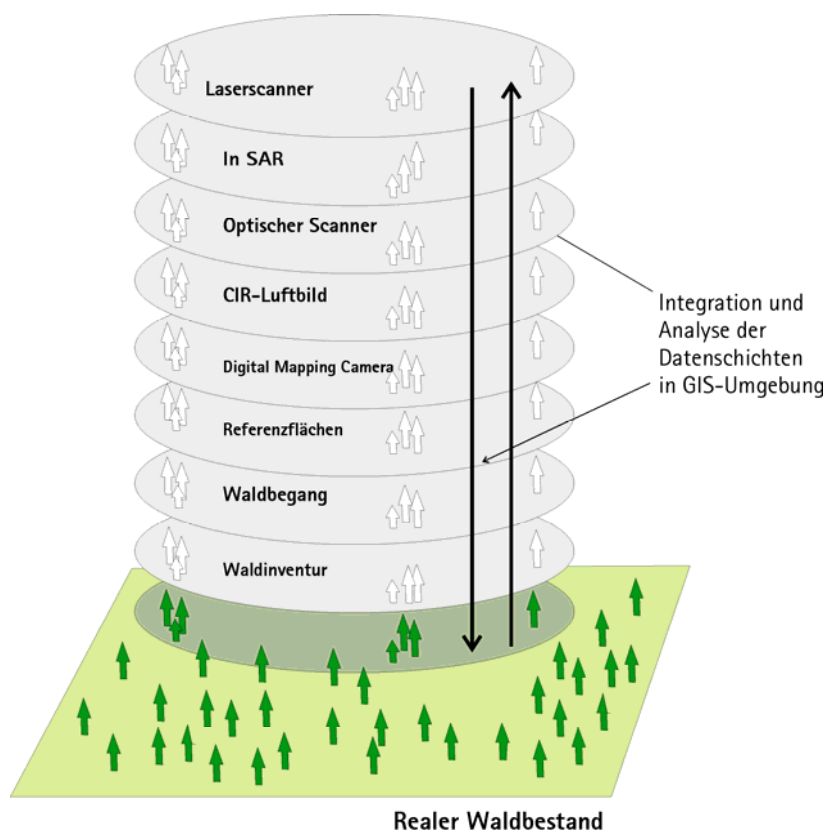


Abbildung 1: Aufbau und Inhalt des Datenpools Fernerkundung.

Zusammen mit den zeitgleich durchgeführten Erhebungen der Waldinventur und der Erfassung einer umfangreichen, hochgenau eingemessenen Bodenreferenz gelang es, einen einmaligen Datenbestand aufzubauen. Als Grundlage für eine genaue Positionierung war es zudem notwendig, eine umfangreiche geodätische Infrastruktur (Passpunkte, Referenzstationen, Transformationsparameter ) zu schaffen.

Denn erst durch die hochgenaue Georeferenzierung der Daten wurde die Möglichkeit geschaffen, die unterschiedlichen Datenschichten direkt miteinander zu vergleichen. Damit entstand ein „Datenpool Fernerkundung“, der Möglichkeiten eröffnet, verschiedenste Analysen durchzuführen, die Qualität von Daten zu überprüfen und neue Auswertungsmethoden zu testen.

## 2. Evaluierung verschiedener Sensoren und Auswerteverfahren für die Erfassung von Waldstrukturen

Grundlegendes Ziel des Vorhabens war es herauszufinden, inwieweit sich verschiedene Fernerkundungsdaten zur Informationsgewinnung über Waldstrukturen eignen. Dabei wurden drei Schwerpunkte gebildet:

- A: Mit welcher Genauigkeit lässt sich die **Bestandeshöhe** aus den verschiedenen Daten schätzen und von welchen Parametern hängt die Schätzgenauigkeit ab?
- B: Im nächsten Schritt wurden verschiedene Verfahren zur **Delinierung von Einzelbäumen** getestet und evaluiert. Auf Basis der erkannten Bäume wurde untersucht, wie genau Position, Höhe, Baumart, Kronenschirmfläche, Brusthöhendurchmesser und Holzvolumen bestimmt werden können. Durch Aggregation der Einzelbauminformationen lassen sich anschließend Aussagen für größere Straten wie Bestände, Höhenzonen und Testgebiete treffen.
- C: Der dritte Schwerpunkt lag auf der Erprobung von Verfahren auf **Bestandes- bzw. Rasterzellenebene**. Zunächst wurde für die Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald eine Methode zur semiautomatisierten Klassifizierung von Totholzflächen für den operationellen Einsatz entwickelt. Darüber hinaus sollte untersucht werden, inwieweit sich forstliche Bestandeskenngrößen über statistische Beziehungen direkt, ohne „Umweg“ über den Einzelbaum, aus Laserrohdaten herleiten lassen und wie gut vertikale Strukturen erkannt werden können. Um die dabei gefundenen Beziehungen auch großflächig anwenden zu können, war es notwendig, ein Softwaresystem zu entwickeln, das die großen Datenmengen effizient auswerten kann.

Die für die Evaluierung bedeutsamen Parameter sind in der folgenden Tabelle dargestellt:

<b>Bestand</b>	Bestandesdichte
	Stammzahl
	Mitteldurchmesser
	Mittelhöhe
	Schichtung
	Baumartenmischung
	Vorrat/Biomasse
<b>Einzelbaum</b>	Position
	Kronenfläche
	Höhe
	Baumart
	Brusthöhendurchmesser
	Vorrat/Biomasse
	Zustand
<b>Bodenoberfläche</b>	

Tabelle 1: Im vorliegenden Projekt wurde geprüft, ob und wie gut die hier aufgeführten Waldstrukturen mit Fernerkundungssensoren erfasst werden können.

## 4 MATERIAL

### 4.1 Untersuchungsgebiet

#### 4.1.1 Lage und Landschaft

Der Nationalpark Bayerischer Wald liegt im Südosten Bayerns entlang der deutsch-tschechischen Grenze und umfasst eine Fläche von 24.369 ha. Zusammen mit dem angrenzenden Böhmerwald bildet das als Innerer Bayerischer Wald bezeichnete Gebiet eines der größten zusammenhängenden Waldgebiete Mitteleuropas und mit dem Schwarzwald das höchste Mittelgebirge Deutschlands.

Der Nationalpark umfasst die Süd-West-Abdachung des Zentralteils des Inneren Bayerischen Waldes zwischen Bayerisch Eisenstein im Nordwesten und Mauth-Finsterau im Südosten. Er erstreckt sich von 600 m ü. NN (Kolbersbach) in den Tallagen bis hin zu den Kammlagen mit den höchsten Erhebungen Großer Rachel (1453 m ü. NN), Lusen (1373 m ü. NN) und Falkenstein (1312 m ü. NN). Nach Norden bzw. Nordosten schließt sich der Nationalpark Šumava (Böhmerwald) mit einer Fläche von 69.030 ha an. Die Grenze zwischen den beiden Nationalparks ist weitgehend identisch mit dem Höhenrücken des Böhmerwaldes, der die europäische Wasserscheide zwischen Donau und Elbe bildet.

#### 4.1.2 Ökologische Höhenstufen der Wälder

Das Zusammenspiel der unterschiedlichen Standortfaktoren wie Klima und Böden spiegelt sich deutlich in einer besonders von der Höhenlage abhängigen Stufung der Wälder wider (ELLING et al. 1987). Obwohl jahrhundertelange Eingriffe in das Waldgebiet an vielen Stellen zu Verschiebungen der Baumartenmischung geführt haben, ist ihre Stufung im Gelände heute noch gut erkennbar.

Die „Hochlagen“ und „Gipfelregionen“ über 1150 m ü. NN sind mit einem Jahresmittel der Lufttemperatur von 2,0 – 5,0 Grad Celsius (Extremer Jahresmittelwert) die kältesten Standorte des Nationalparks. Die Niederschlagssummen erreichen Werte zwischen 830 – 2.280 mm, wobei in den Gipfellagen der zusätzliche Nebelniederschlag bis zu einem Drittel des Gesamtniederschlags ausmachen kann. Die Schneebedeckung kann sieben bis acht Monate betragen (Wetterstation Falkenstein und Waldschmidthaus). Dominierende Waldgesellschaft ist der Bergfichtenwald (*Calamagrostio villosae Piceetum barbilophozietosum*), der natürlicherweise fast ausschließlich von der Fichte (*Picea abies*) geprägt ist. Regelmäßig beigemischt ist die Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) und vereinzelt der Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*). Die Untergrenze der Hochlagen kann über die Verbreitung von Buchenbeständen definiert werden.

Die „Hanglagen“ zwischen 700 m und 1150 m ü. NN sind mit Jahresmitteltemperaturen zwischen 4,4 - 7,2 Grad Celsius die klimatisch günstigsten Bereiche im Nationalpark. Der Jahresniederschlag liegt zwischen 830 und 1820 mm. Die mittlere Anzahl der Tage mit Schneebedeckung liegt hier bei 139 Tagen (Wetterstation Waldhäuser, 940 m ü. NN). Wegen der relativ günstigen klimatischen Bedingungen findet sich hier die Stufe der Bergmischwälder mit den Hauptbaumarten Buche (*Fagus sylvatica*), Tanne (*Abies alba*) und Fichte. Diese Wälder lassen sich in die Untergruppe der Dornfarn-Tannen-Buchenwälder (*Luzulo luzuloides-Fagetum*) auf den ärmeren und die Waldmeister-Tannen-Buchenwälder (*Galio odorati-Fagetum*) auf den reicheren Standorten unterteilen. Neben den drei Hauptbaumarten kommen in der Stufe der Hanglagen auf vernässten oder blockreichen Sonderstandorten auch seltenere Mischbaumarten vor. Dazu zählen Bergahorn, Spitzahorn (*Acer platanoides*), Bergulme

(*Ulmus glabra*), Esche (*Fraxinus excelsior*), Sommer- (*Tilia platyphyllos*) und Winterlinde (*Tilia cordata*), Vogelkirsche (*Prunus avium*) und Eibe (*Taxus baccata*).

In der Höhenlage zwischen 600 und 800 m ü. NN findet man die sogenannten „Tallagen“. Topographisch handelt es sich hier um Verebnungen und Muldenlagen, in denen sich die aus den höheren Lagen abfließende kalte Luft staut. Kennzeichnend ist hier das häufige Auftreten von Früh- und Spätfrösten, was im Zusammenspiel mit den großflächigen Nassböden dazu führt, dass die Buche hier ihre untere Verbreitungsgrenze hat. Die natürliche Waldgesellschaft der Tallagen bildet der Aufichtenwald (*Calamagrosti villosae Piceetum bazzanietosum*), in dem die namensgebende Fichte die vorherrschende Baumart ist. Daneben spielen nur Sand- (*Betula pendula*) und Moorbirke (*Betula pubescens*) eine größere Rolle. Vereinzelt findet man auch die Schwarzerle (*Alnus glutinosa*). Die jährlichen Niederschläge liegen in den Tallagen bei 1030 - 1630 mm, das Jahresmittel der Lufttemperatur bei 3,7 - 6,5 Grad Celsius. Die Schneebedeckung hält fünf bis sechs Monate an (Wetterstation Klingenbrunn-Bhf, 760 m NN).

#### 4.1.3 Zonierung des Nationalparks

Der Nationalpark Bayerischer Wald ist landschaftlich gesehen keine isolierte Einheit, sondern in vielerlei Hinsicht mit seiner Umgebung verzahnt. Deshalb muss sichergestellt werden, dass durch die natürlichen Abläufe im Nationalpark keine unerwünschten Auswirkungen auf benachbarte, bewirtschaftete Gebiete ausgehen. In der Nationalparkverordnung werden daher Bereiche festgelegt, in denen bestimmte Maßnahmen zulässig sind bzw. erforderlich werden können. Darüber hinaus machen auch die Übergangsregelungen für das Erweiterungsgebiet eine Einteilung in Zonen mit unterschiedlichen Maßnahmen erforderlich.

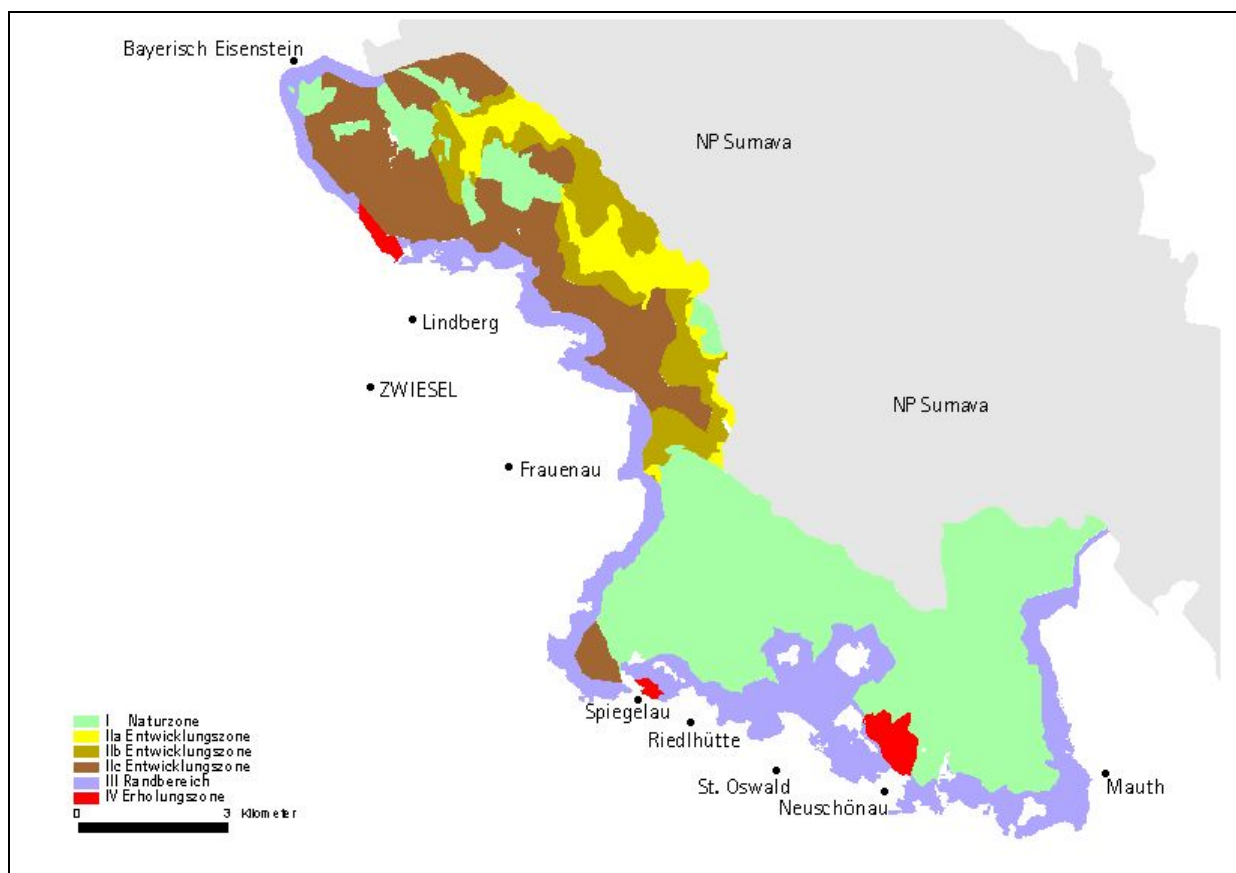


Abbildung 2: Zonierung des Nationalparks Bayerischer Wald (Stand: 01.01.2002) und geplante Naturzonenerweiterung.

Die Zonen des Nationalparks Bayerischer Wald werden nachfolgend näher beschrieben und sind in der Abbildung 2 dargestellt:

#### **4.1.3.1 Naturzone (Zone I)**

Die Naturzone beinhaltet sämtliche Flächen des Nationalparks, auf denen grundsätzlich keine forstlichen Maßnahmen vorgesehen sind. Hier können sich die Wälder wieder zu Naturwäldern entwickeln. In der Naturzone hat der Ablauf natürlicher Prozesse Vorrang. Entsprechend der Zielsetzung des Nationalparks werden in der Naturzone auch keine Borkenkäferbekämpfungs- und Pflanzmaßnahmen durchgeführt.

#### **4.1.3.2 Entwicklungszone (Zone II)**

Die Wälder der Entwicklungszone sollen innerhalb eines Übergangszeitraumes schrittweise der natürlichen Entwicklung überlassen und der Naturzone zugeführt werden (Zone IIa). Dabei sollen bestehende Nutzungen, die mit dem Zweck des Nationalparks nicht vereinbar sind, im Rahmen der gesetzlichen Möglichkeiten schnellstmöglich beendet werden. Die natürliche Waldentwicklung ist in der Entwicklungszone mittelfristig vor allem durch Borkenkäferbekämpfungsmaßnahmen eingeschränkt. Dadurch soll in einem Zeitraum bis zum Jahr 2017 eine Ausbreitung des Borkenkäfers auf die Wälder der Hochlagen zwischen Falkenstein und Rachel verhindert werden (Zone IIa und IIb).

#### **4.1.3.3 Randbereich (Zone III)**

Im Randbereich (Naturzone mit Managementmaßnahmen nach IUCN) sollen auf Dauer alle erforderlichen Waldschutzmaßnahmen ergriffen werden, um die an den Nationalpark angrenzenden Wirtschaftswälder vor Schäden, die auf eine unbeeinflusste Waldentwicklung im Nationalpark zurückgehen, zu bewahren. Der Randbereich wurde unter Berücksichtigung der örtlichen Gefährdungssituation im Hinblick auf Borkenkäferbefall mit einer Breite von mindestens 500 m festgelegt.

#### **4.1.3.4 Erholungszone (Zone IV)**

In der Erholungszone soll durch Managementmaßnahmen sichergestellt werden, dass die Verkehrssicherheit und die Funktionen und Attraktivität der Besuchereinrichtungen gewährleistet sind. Die Erholungszone umfasst größere zusammenhängende Flächen am Rand des Nationalparks, die in erster Linie der Erholung und Information dienen. Hierzu gehören die Informationszentren, das Tier-Freigelände und das Waldspielgelände.

### **4.1.4 Auswahl von Testgebieten für die Datenerhebung**

Bei den sogenannten Testgebieten handelt es sich um repräsentative Ausschnitte aus dem Nationalparkgebiet, auf die sich Datensammlung und -analyse konzentriert.

Entscheidend für die Größe dieser Testgebiete war die Überlegung, die Informationen der konventionellen Forsteinrichtung mit den aus den Fernerkundungsdaten abgeleiteten Informationen vergleichen zu können. Dazu wurde auf Grundlage der Forsteinrichtungsdaten eine Gebietsgröße von etwa 3.000 ha für nötig gehalten.

Für die Auswahl der Testgebiete wurde zunächst festgelegt, dass aufgrund der unterschiedlichen Nutzungsgeschichte sowohl ein repräsentativer Ausschnitt aus dem Rachel-Lusen-Gebiet als auch aus dem Falkenstein-Rachel-Gebiet erfasst werden soll. Während das Rachel-Lusen-Gebiet bereits 1970 zum Nationalpark erklärt wurde und die dortigen Wälder



einen stärkeren Naturwaldcharakter aufweisen, kam das Falkenstein-Rachel-Gebiet erst 1997 zum Nationalpark. Diese Wälder sind noch stark durch die nicht lange zurückliegende Bewirtschaftung geprägt.

Darüber hinaus sollten die drei Hauptwaldgesellschaften des Nationalparks in den Testgebieten vertreten sein, da jede spezifische Anforderungen an die Fernerkundungssensoren stellt. Beispielsweise ist der Abstand der Altlichten in den Hochlagen viel größer als in den Tallagen. In den Bergmischwaldlagen kommen zusätzliche Baumarten und komplexe mehrschichtige Waldaufbauformen hinzu. Um auch den Einfluss der Geländeneigung untersuchen zu können, wurden flache bis steile Bereiche in die Testgebiete aufgenommen.

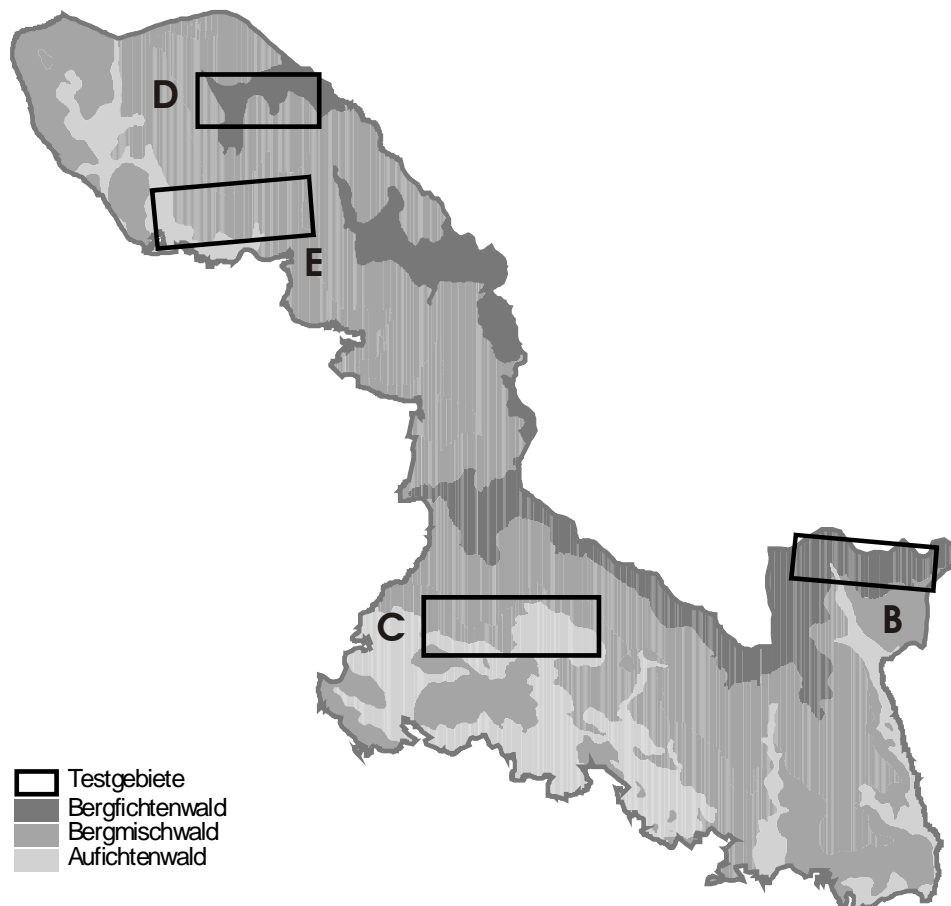


Abbildung 3: Lage der Testgebiete im Nationalpark Bayerischer Wald.

Darüber hinaus wurden die Gebiete so ausgeformt, dass eine möglichst effiziente und damit kostengünstige Befliegung möglich ist. Dies wurde zum einen durch eine langgestreckte Form der Testgebiete und zum anderen durch einen möglichst hangparallelen Verlauf, der eine gleichmäßige Flugstreifenbreite ermöglicht, erreicht.

Für die Aufnahme der Bodenreferenz musste darauf geachtet werden, dass die Gebiete relativ gut mit Forststraßen und Wanderwegen erschlossen sind und jeweils mindestens 5 topografische Basispunkte für die Herleitung von lokalen Transformationsparametern und zum "Einhängen" von Referenzflächen aufweisen. Nicht zuletzt war es ein Ziel, möglichst viele bereits bestehende waldkundliche Dauerbeobachtungsflächen in die Gebiete einzubeziehen, um so die Datenbasis der Bodenreferenz zu vergrößern. Eine Übersicht über die Testgebiete liefern Abbildung 3 und Tabelle 2.

	Zone	Ausdehnung [m]	Hochlage [ha]	Hanglage [ha]	Tallage [ha]	Außerhalb NP [ha]	Summe [ha]
<b>Testgebiet B</b>	I	4375x1350	480	37	7	72	<b>596</b>
<b>Testgebiet C</b>	I	5375x1775	-	546	409	-	<b>955</b>
<b>Testgebiet D</b>	II	3750x1600	298	302	-	2	<b>602</b>
<b>Testgebiet E</b>	II und II	4825x1800	-	689	166	10	<b>865</b>
<b>Summe</b>			<b>778</b>	<b>1574</b>	<b>582</b>	<b>84</b>	<b>3018</b>

Tabelle 2: Übersicht über die Ausdehnung der Testgebiete und Verteilung der Flächen auf die ökologischen Höhenstufen.

Testgebiet B stellt einen typischen Ausschnitt der Hochlagen des Rachel-Lusen-Gebietes dar. Mit einem Anteil am Holzvorrat von 94 % ist die Fichte hier die häufigste Baumart. Aufgrund des Borkenkäferbefalls ist ein Großteil der Fichten abgestorben, was zu dem geringen Durchschnittsvorrat von 33,3 Efm/ha geführt hat.

Testgebiet C umfasst sowohl Teile des Bergmischwaldes, als auch der Tallagen des Rachel-Lusen-Gebietes. Auch hier ist die Fichte mit einem Anteil von 71 % die häufigste Baumart. Der Anteil der Buche beträgt fast 24 %. Der durchschnittliche Holzvorrat beträgt - trotz des starken Borkenkäferbefalls - noch 344 Efm/ha.

	Gebiet B		Gebiet C		Gebiet D		Gebiet E	
	Vorrat [Efm]	Anteil [%]	Vorrat [Efm]	Anteil [%]	Vorrat [Efm]	Anteil [%]	Vorrat [Efm]	Anteil [%]
<b>Fichte</b>	16.439	94,3	233.606	71,2	203.462	91,2	259.406	67,3
<b>Tanne</b>	142	0,8	5.135	1,6	728	0,3	10.592	2,7
<b>SNdh</b>		0,0	133	0,0		0,0	6.610	1,7
<b>Buche</b>	499	2,9	77.562	23,6	15.912	7,1	88.197	22,9
<b>ELbh</b>	312	1,8	9.632	2,9	2.098	0,9	19.103	5,0
<b>SLbh</b>	45	0,3	2.003	0,6	979	0,4	1.493	0,4
<b>Summe</b>	<b>17.437</b>	<b>100,0</b>	<b>328.071</b>	<b>100,0</b>	<b>223.179</b>	<b>100,0</b>	<b>385.401</b>	<b>100,0</b>

Tabelle 3: Baumartenanteile nach Holzvorrat in den Testgebieten (Quelle: Waldinventur 2002).

Die Testgebiete D und E befinden sich im Falkenstein-Rachel-Gebiet auf den Flächen des ehemaligen Forstamtes Zwiesel. Im Testgebiet D spielen neben Hanglagenbereichen vor allem Hochlagenbestände eine große Rolle. Mit einem Anteil von über 90 % dominiert auch hier die Fichte. Daneben spielt nur die Buche mit 7 % eine größere Rolle. Der durchschnittliche Holzvorrat liegt hier bei 370,7 Efm/ha.

Testgebiet E besteht zum überwiegenden Teil aus Bergmischwaldstandorten der Hanglagen. Die Tallage nimmt nur 166 ha ein. Von allen Testgebieten wird hier mit 67 % der geringste Fichtenanteil erreicht. Neben Buche (23 %), spielen auch die Edellaubbäume (5 %) und die Tanne (2,7 %) noch eine größere Rolle. Mit 446 Efm/ha wird in diesem Gebiet auch der größte Durchschnittsvorrat erreicht.

In den Testgebieten sind Jugend-, Reifungs- und Verjüngungsstadien am häufigsten vertreten. Auch Wachstums- und Plenterstadien nehmen eine größere Fläche ein. Zerfallstadien-, Mortalitätsstadien und unbestockte Bereiche haben hingegen nur einen Anteil von unter 5 %. Von Testgebiet zu Testgebiet unterscheidet sich der Waldaufbau jedoch zum Teil erheblich. Während im Gebiet B in den Hochlagen des Rachel-Lusen-Gebietes Jugendstadien dominieren, die nach dem Absterben der Altbestände entstanden sind, spielen Jugendstadien im Gebiet D in den Hochlagen des Falkenstein-Rachel-Gebietes nur eine untergeordnete Rolle.

Hier nehmen die strukturreichen Verjüngungs- und Plenterstadien den größten Teil der Fläche ein. Auch in Gebiet C im Bereich der Tal- und Hanglagen des Rachel-Lusen-Gebietes ist der Anteil der Jugendstadien sehr hoch. Auch die strukturarmen Wachstums- und Reifungsstadien spielen dort eine große Rolle. Plenter- und Verjüngungsstadien nehmen etwa ein Viertel der Fläche ein. Im Gebiet E im Bereich der Tal- und Hanglagen des Falkenstein-Rachel-Gebietes dominieren die strukturarmen Wachstums- und Reifungsstadien auf mehr als der Hälfte der Fläche. Während das Verjüngungsstadium mit 27 % ebenfalls gut vertreten ist, beträgt der Anteil der Plenterstadien unter 10 %.

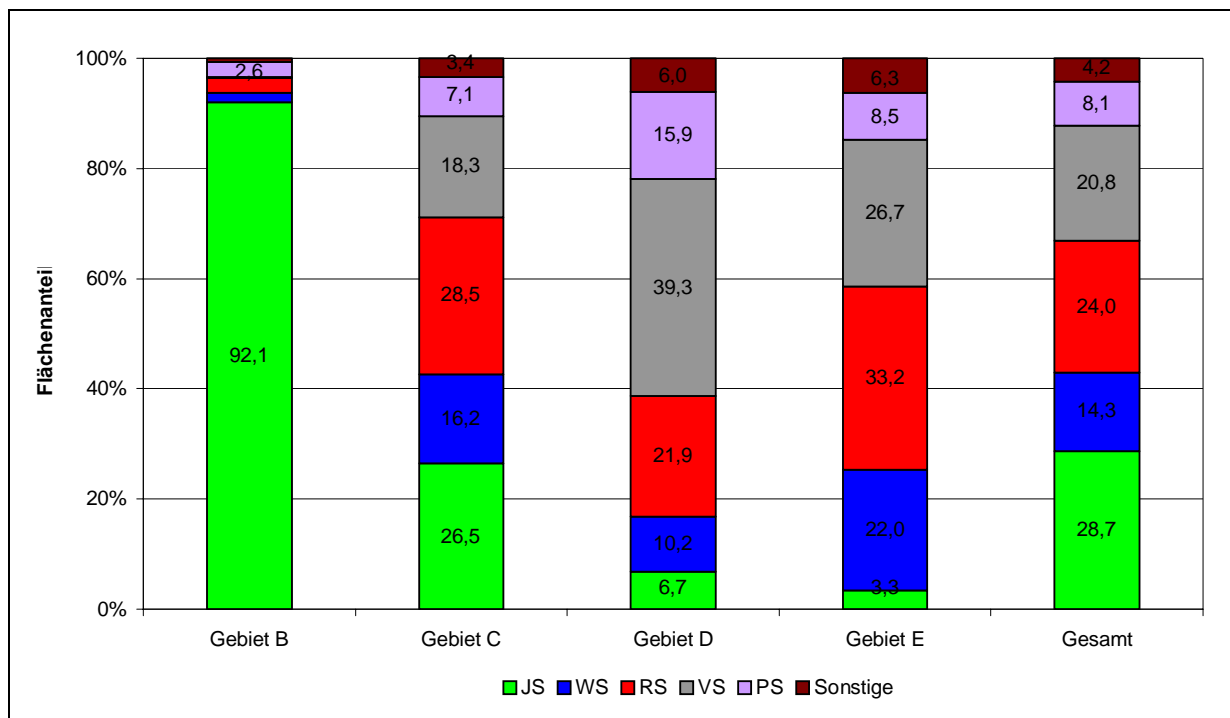


Abbildung 4: Häufigkeit der Waldentwicklungsstadien in den jeweiligen Testgebieten und im gesamten Untersuchungsgebiet.

## 4.2 Fernerkundungsdaten

### 4.2.1 Optische Sensoren

#### 4.2.1.1 Luftbilder

##### 4.2.1.1.1 Frühlingsbefliegung 2002

Am 22.05.02 wurde eine Befliegung von der Firma TERRA Bildmessflug GmbH mit einer Reihemesskamera RMK TOP 30 und einem Normalobjektiv von 305 mm Brennweite vorgenommen. Die Befliegung fand zwischen 10:06 und 10:31 statt. Der Bildmaßstab betrug 1: 3500. Die Längsüberdeckung betrug 60 %, die Querüberdeckung 30 %.

Ziel dieser Befliegung, die nur das Testgebiet B umfasste, war es herauszufinden, ab welcher Größe Waldverjüngung in den Hochlagen aus dem Luftbild erkannt werden kann. Deshalb fand die Befliegung im Frühling unmittelbar nach Schneeabgang, vor Austreiben der Konkurrenzvegetation, statt. Um die Eignung verschiedener Filme für die skizzierte Fragestellung prüfen zu können, wurden sowohl ein Farbinfrarot-Film, als auch ein Farbnegativ-Film verwendet.

FarbIR Kodak III 1443	FarbNegativ Agfa X100
EAFS=200	EAFS=125
Filter: D/--	Filter: KL/--
Filter Faktor = 1,8	Filter Faktor = 1,0
Überlappung: 60 %	Überlappung: 60 %

Tabelle 4: Informationen über Filme und Filter bei der Befliegung am 22.05.02.

Die Luftbilder aus der Frühlingsbefliegung wurden in einer Auflösung von 10 µm mit einem photogrammetrischen Scanner digitalisiert. Der Speicherbedarf je Luftbild beträgt dabei 1,6 Gigabyte, die Bodenauflösung liegt bei 3,5 cm.

#### 4.2.1.1.2 Regelmäßige Befliegungen im Auftrag der Nationalparkverwaltung

##### 4.2.1.1.2.1 Befliegung 2001

Die jährlich von der Nationalparkverwaltung in Auftrag gegebene Befliegung zur Kartierung der Totholzflächenentwicklung fand am 29.08.2001 zwischen 11:15 und 12:37 Uhr durch die Firma TERRA Bildmessflug statt. Am nächsten Tag war noch ein Nachflug notwendig, der in der Zeit zwischen 11:29 und 11:56 Uhr stattfand. Als Kamera wurde eine Zeiss RMK TOP 30 mit einem Normalobjektiv von 305 mm Brennweite verwendet. Es wurde ein Bildmaßstab von 1 : 15.000 erreicht. Als Film wurde der Farbinfrarotfilm Aerochrome II 2443 der Firma Kodak und der Filter IR3 Wr16 verwendet. Die Längsüberdeckung beträgt 60 %, die Querüberdeckung 30 %.

Im Anschluss an die Befliegung wurden die Bilder aus der Befliegung 2001 mit einem photogrammetrischen Scanner mit einer Auflösung von 20 µm und einer Farbtiefe von 8 Bit in RGB gescannt.

Anschließend wurde für das gesamte Nationalparkgebiet eine Aerotriangulation durchgeführt. Als Referenz dienten dabei die digitalen Orthophotokarten des Bayerischen Landesvermessungsamtes. Mit Hilfe eines digitalen Geländemodells des Bayerischen

Landesvermessungsamtes (Auflösung 50 x 50 m) wurden anschließend die Orthophotos berechnet (RALL und MARTIN 2002).

#### **4.2.1.1.2.2 Befliegung 2002**

Die Befliegung fand am 1.10.2002 zwischen 11:35 und 13:25 Uhr durch die Firma Photogrammetrie statt. Als Kamera wurde eine Zeiss RMK A30/23 mit einem Normalobjektiv von 305 mm Brennweite verwendet. Bei einer mittleren Flughöhe von 3050 m wurde ein Bildmaßstab von 1 : 10.000 erreicht. Es wurde der Farbinfrarotfilm Aerochrome II 1443 der Firma Kodak und der Filter IR3 Wr16 verwendet. Die Längsüberdeckung beträgt 60 %, die Querüberdeckung 30 %.

Im Anschluss an die Befliegung wurden die Bilder aus der Befliegung 2002 mit einem photogrammetrischen Scanner mit einer Auflösung von 15µm und einer Farbtiefe von 8 Bit in RGB gescannt.

Die Erstellung der Orthofotos erfolgte analog dem Jahr 2001 (RALL und MARTIN 2002).

Für die Testgebiete wurden besonders hohe Anforderungen an die Orthophotoerstellung gestellt. Deshalb wurde vor der Befliegung signalisiert, d. h. es wurden weiße Tafeln an gut sichtbaren Orten ausgelegt und deren Positionen mit GPS-Empfängern bestimmt. Für die Berechnung der Orthophotos wurden die Oberflächenmodelle aus der Laserscannerbefliegung mit einer Auflösung von 1 m verwendet. Dabei konnte eine Lagegenauigkeit von 17 cm erreicht werden (KRZYTEK 2003).

#### **4.2.1.1.2.3 Luftbildarchiv der Nationalparkverwaltung**

Darüber hinaus stand dem Projekt das umfangreiche Luftbildarchiv der Nationalparkverwaltung zur Verfügung. Insgesamt wurden seit 1980 19 Befliegungen durchgeführt. Seit 1988 finden sie im jährlichen Turnus statt. Es handelt sich in allen Jahren um Farbinfrarot-Bilder mit einem Maßstab zwischen 1 : 10.000 und 1 : 15.000. Für einen Streifen, der das Integrierte Monitoring Projekt (ECE) abdeckt, wurden jährliche Befliegungen im Maßstab 1 : 5.000 durchgeführt (insgesamt 12 Jahre). Alle Luftbilder befinden sich im Archiv der Nationalparkverwaltung. Die Jahrgänge wurden seit 2000 gescannt und liegen digital als Orthophotos vor. Die Metadaten zu den Befliegungen befinden sich in der Anlage zu diesem Bericht.

#### **4.2.1.2 Digital Mapping Camera (DMC)**

Die DMC ist eine der ersten operational einsetzbaren Digitalkameras. Das modular aufgebaute System beinhaltet in der höchsten Ausbaustufe 8 synchron betriebene, kalibrierte Einzelkameras. Diese basieren auf lichtempfindlichen Flächen-CCD Sensoren, um eine hohe geometrischen und radiometrischen Auflösung zu erzielen. Im Detail sind dies vier zueinander geneigte panchromatische Einzelkameras zur Erreichung der geometrischen Auflösung und vier multispektrale Einzelkameras mit austauschbaren Filtern (R, G, B, NIR) für die Farbinhalte. Die vier panchromatischen Bilder werden nach der Befliegung in ein einzelnes virtuelles Bild umgerechnet. Es weist die Eigenschaften der Zentralprojektion auf (TANG et al. 2000). Die Effekte der Vorwärtsbewegung während der Aufnahme werden durch gezieltes Auslesen von verschobenen Zeilen berücksichtigt, was als „Forward Motion Compensation“ (FMC) bezeichnet wird.

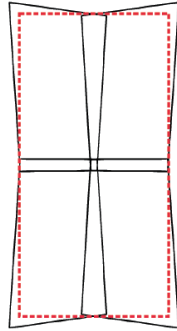


Abbildung 5: Footprint der panchromatischen Aufnahmen mit Überlappungsbereich (gestrichelte Linie = virtuelles Bild) (TANG et al. 2000).



Abbildung 6: Digitale Luftbildkamera DMC (HINZ et al. 2001).

Die DMC kann eine Bodenauflösung von weniger als 5 cm erreichen, so dass sie in den selben Bereichen wie die heutigen filmbasierten Luftbildkameras eingesetzt werden kann. Die Vorteile, die sich beim Einsatz der digitalen Kameratechnologie ergeben, sind die schnelle Verfügbarkeit der Bilddaten, digitale Rohdaten zur Weiterverarbeitung und eine - gegenüber herkömmlichen Luftbildern - weit bessere Radiometrie und damit auch die Möglichkeit, genauere digitale Oberflächenmodelle zu erstellen (HINZ et al. 2001).

Bildwinkel	74° quer zur Flugrichtung 44° längs zur Flugrichtung
<b>Panchromatisch</b> Auflösung Linsensystem	(jeweils) 7k + 4k Pixel 4 x f= 120mm/ 1:4.0
<b>Multispektral:</b> Kanäle Auflösung Linsensystem	4 x RGB & NIR 3k x 2k Pixel 4 x f= 25mm/ 1:4.0
Auflösung des zusammengesetzten Bildes	7.680 x 13.824 Pixel,
<b>Sensitive Wellenlängenbereiche</b> Blau Grün Rot Nahes Infrarot	400-580 nm 500-650 nm 590-675 nm 675-850 nm
Pixelgröße	12 µm
Radiometrische Auflösung	12 bit
Speicherkapazität im Flugzeug	840 GB (>2000 Bilder)
Gewicht der Kamera	< 80 kg

Tabelle 5: Technische Daten der Z/I Imaging Luftbildkamera DMC.

Einer der wesentlichsten Qualitätsunterschiede zwischen digital aufgenommenen DMC-Luftbildern und gescannten analogen Luftbildern ist die unterschiedliche radiometrische Auflösung. Diese beträgt bei der DMC 12 Bit. Analoge Luftbilder, die als Vorlage für das Scannen dienen, haben eine wesentlich niedrigere Farbtiefe, so dass auch ein Scannen mit einer höheren radiometrischen Auflösung keine Verbesserung bringt. Dadurch erreicht man eine

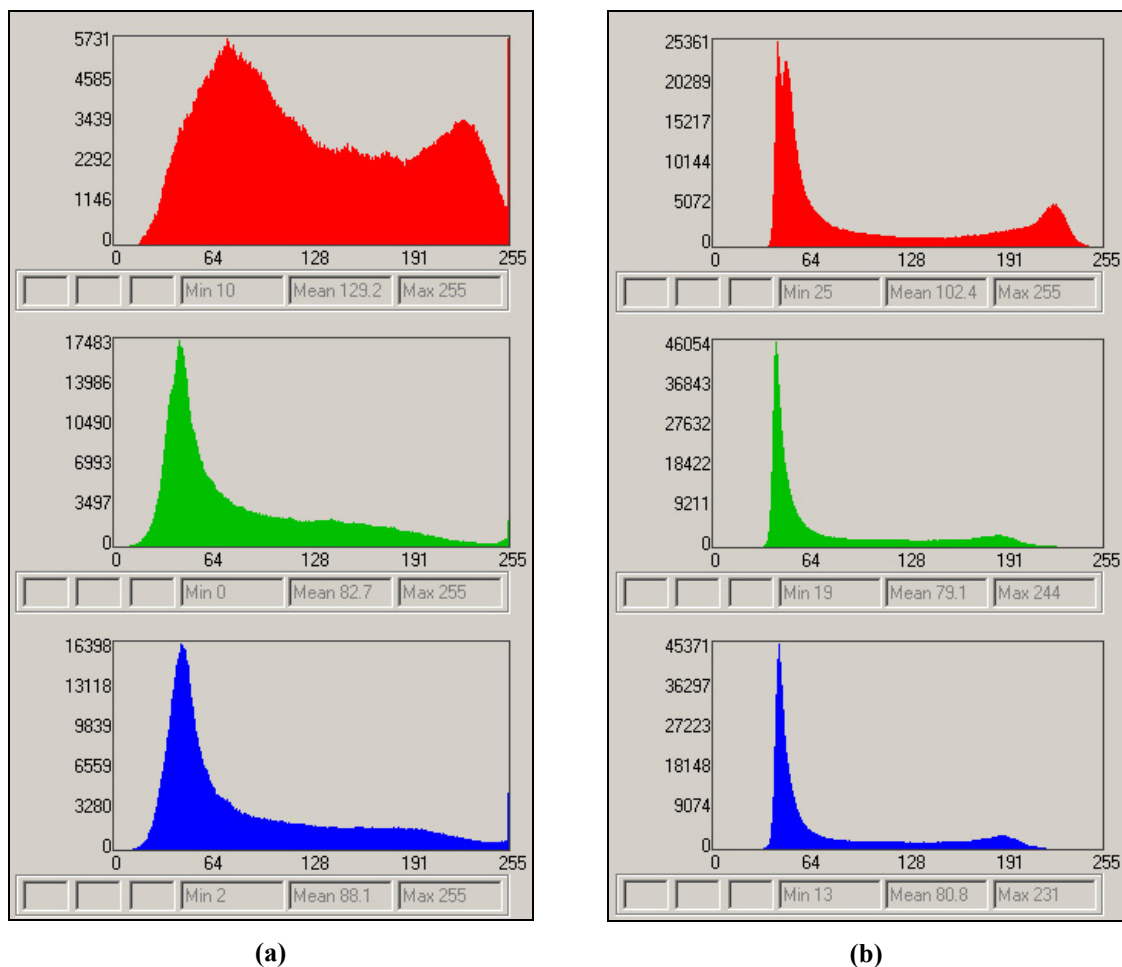


Abbildung 7: Histogramme eines DMC-Luftbildes (a) im Vergleich zu einem gescannten Luftbild (b). (HELLER 2004).

wesentlich bessere Zeichnung in den Schattenbereichen. Im Gegensatz zur DMC sind die Schattenbereiche im Luftbild tiefschwarz und nahezu ohne jede Zeichnung.

Dies wird besonders beim Vergleich der Histogramme von eingescannten Farbinfrarot Luftbildern und DMC Bildern deutlich (Abbildung 7). Diese zeigen die Häufigkeitsverteilung der Grauwerte in den Kanälen nahes Infrarot, Rot und Grün (von oben nach unten), die zu einem Falschfarbinfrarotbild zusammengesetzt wurden. Es fällt auf, dass der Infrarotkanal des DMC-Bildes eine gleichmäßigere Verteilung der Werte aufweist als das gescannte Luftbild, in dem ein deutliches Maximum im dunklen Pixelbereich liegt (kleine Zahlenwerte). Man beachte hierzu auch die unterschiedlichen Maßstäbe auf der Y-Achse. Demnach kommen die dunklen Pixel im gescannten Bild etwa fünfmal so häufig vor wie in der Digitalaufnahme. Gleiches gilt auch für den roten und grünen Kanal. Außerdem fällt auf, dass das DMC-Bild einen größeren Bereich an Grauwerten beinhaltet, was dazu führt, dass sowohl in sehr dunklen als auch sehr hellen Bildbereichen mehr Details erkennbar werden.

#### 4.2.1.2.1 Befliegung der Testgebiete

Am 30.06.2003 fand die Befliegung der vier Testgebiete mit der Digital Mapping Camera durch die Firma Zeiss Imaging statt. Der Bildmaßstab betrug für die Gebiete C, D und E 1:9.000 bei einer mittleren Flughöhe von 1230 m über Grund. Damit konnte eine Bodenauflösung von 11 cm erreicht werden. Für Gebiet B betrug der Bildmaßstab 1 : 5.000 bei einer Flughöhe von 950 m über Grund. Die Bodenauflösung beträgt hier 6 cm. Die Bilder wurden mit 70 % Längs- und 50 % Querüberdeckung geflogen und haben eine Größe von 13.824 x 7.680 Pixel. Sie liegen als RGB-Bilder vor.

Die Georeferenzierung der Blöcke wurde allein durch die Prozessierung der dGPS- und INS-Daten mit POSEDO und einer automatischen Aerotriangulation mit der Software ISAT (Image Station Automatic Aerotriangulation) erreicht. Es wurden keine Bodenpasspunkte verwendet. Die Stereomodelle waren ohne y-Parallaxen, was auf eine konsistente interne Blockgeometrie hindeutet.

#### 4.2.1.2.2 Befliegung im Auftrag der Nationalparkverwaltung 2004

Die Bilder wurden am 3. September 2004 von der Firma ILV Wagner aufgenommen. Die Flughöhe betrug 3.230 m, was bei einem Bildmaßstab von 1 : 17.000 bis 1 : 19.000 eine Bodenauflösung von 20 bis 23 cm zur Folge hat. Die Bilder wurden mit 75 % Längs- und 30 % Querüberdeckung geflogen. Die Lagegenauigkeit der erstellten Orthofotos beträgt 11 cm, was etwa 0,5 Pixel entspricht. Die Höhengenaugigkeit beträgt 17 cm, also 0,9 Pixel. Die Bilder liegen als Farbinfrarot- und RGB-Bilder vor (KRZYSTEK und BÖGEL 2004).

#### 4.2.1.3 TopoSys Zeilenscanner

Parallel zum TopoSys Laserscanner wurden Bildinformationen mit der TopoSys Zeilenkamera aufgenommen. Im Gegensatz zu herkömmlichen Digitalkameras sind die Photosensoren hier nicht in einer Matrix, sondern nur in eine Linie angeordnet. Damit handelt es sich um ein System, das in der Fernerkundung als Pushbroom-Scanner bezeichnet wird. Erst durch die Bewegung des Flugzeuges kann mit diesem System eine flächige Aufnahme erzielt werden (LILLESAND und KIEFER 1999). Ein Vorteil dieses Sensortyps gegenüber der Zentralperspektive von Luftbildkameras ist, dass Abschattungseffekte nur quer zur Flugrichtung auftreten. Die Photosensoren des Systems sind im Roten, Grünen, Blauen und nahen Infrarot empfindlich, so dass Echtfarb- und Farbinfrarot-Bilder geliefert werden können. Durch Nutzung der Gelände- und der Objekthöhen aus den Laserscanningdaten können True-Orthobild-Darstellungen berechnet werden (PFLUG et al. 2004). Die technischen Daten des optischen Scanners sind in der nachfolgenden Tabelle aufgeführt.

<b>Sensortyp</b>	4 Kanal Linienscanner
<b>Bildpunktgröße am Boden (bei 1000 m Flughöhe)</b>	0,55 m
<b>Pixel pro Zeile</b>	682
<b>Bildwinkel</b>	21°
<b>Spektralkanäle</b>	(B) 440-490 nm, (G) 500-580 nm, (R) 580-660 nm, (NIR) 770-890 nm

Tabelle 6: Systemspezifikation der TopoSys Zeilenkamera (Quelle: TOPOSYS).



#### 4.2.1.3.1 Befliegung der Testgebiete

Leider konnten bei der Frühlingsbefliegung der Hang- und Tallagen (Testgebiete C und E) keine Bilder mit der TopoSys Zeilenkamera aufgenommen werden. Grund dafür war, dass die Befliegung mit dem Sensor TopoSys I durchgeführt wurde, der nicht mit der Zeilenkamera ausgestattet ist. Daten des optischen Sensors liegen aus der Frühlingsbefliegung somit nur für die Hochlagentestgebiete B und D vor.

Die Aufnahmen für die Sommerbefliegung mit dem optischen Sensor fanden zusammen mit der Sommerbefliegung des Laserscanners der Testgebiete am 02. und 03.09.2002 mit dem Sensor TopoSys II statt. Die mittlere Flughöhe für die Gebiete betrug ca. 850 m über Grund.

Die Befliegung wurde zu folgenden Zeiten durchgeführt:

Frühling:	29.05.2002	09:55 bis 13:00 UTC	Gebiete B und D
Sommer:	02.09.2002	15:00 bis 16:20 UTC	Gebiet E
Sommer:	03.09.2002	07:30 bis 10:40 UTC	Gebiete B, C, D

Mit Hilfe des Ergebnisses der dGPS-Berechnung, den Daten aus der INS und den Informationen aus der digitalen Zeilenkamera konnte streifenweise jeweils eine Datei mit den Positionen, den Orientierungen und den aufgezeichneten Helligkeitswerten der vier Farbkanäle für jede Scanzeile der RGBI-Kamera berechnet werden. Unter Zuhilfenahme des DSM aus der Laserscannerbefliegung wurden die Positionen (Rechtswert und Hochwert) der einzelnen Helligkeitswerte streifenweise in ein regelmäßiges Raster mit einem Abstand von 0,5 m berechnet. Mit Hilfe der gelieferten Referenzdaten (Digitale Flurkarte) wurde nur die absolute Lagegenauigkeit der Daten kontrolliert. Bei den Gebieten wurde eine mittlere interne Lagegenauigkeit besser als  $\pm 0,5$  m erreicht.

## 4.2.2 Laserscanning

### 4.2.2.1 Grundlagen des Laserscanning

Das Messprinzip basiert auf der polaren Punktbestimmung. Dabei wird durch Puls- oder Phasendifferenzmessung die Entfernung zwischen dem Laser (Light Amplification by Stimulated Emission of Radiation) und einem Bodenpunkt mit einem Laserdistanzmesser (LRF = Laser Range Finder) ermittelt. Bei den aktuellen flugzeuggetragenen Lasersystemen werden fast ausschließlich gepulste Laser eingesetzt. Diese messen die Entfernung über die Laufzeit zwischen Abstrahlung und Empfang des Laserimpulses (WEHR und LOHR 1999).

Um für diese Messwerte Koordinaten im jeweiligen Landessystem zu erhalten, muss die Lage, Höhe und Orientierung des Lasersystems gegenüber der Erdoberfläche sehr genau bekannt sein. Dies wird durch ein integriertes dGPS (differential Global Positioning System) / INS-System (Inertial Navigation System) gewährleistet. Hierbei wird durch das dGPS die Position während der gesamten Flugzeit ermittelt. Das INS-System registriert Abweichungen durch Rollbewegungen, Neigung und Flugrichtung des Flugzeugs, aus welchen später Korrekturparameter bestimmt werden, um die Bewegungen des Flugzeugs rechnerisch auszugleichen. Durch eine Kalibrierung vor der Befliegung wird die genaue Lage und Orientierung zwischen dem Lasersystem, dem GPS- und dem INS-System bestimmt und somit die Genauigkeit der Messdaten gesteigert.

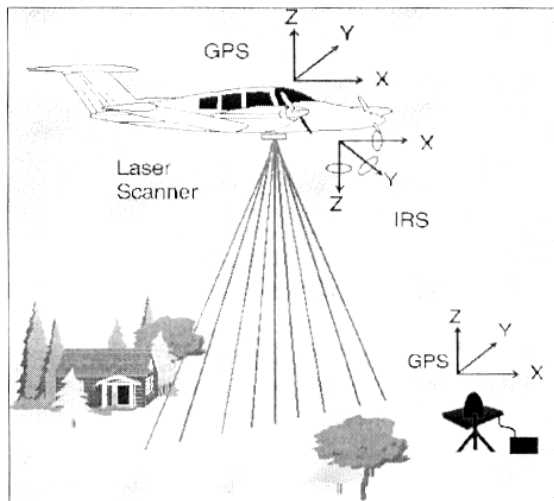


Abbildung 8: Funktionsprinzip des Laserscannings.

Dabei wird das Gelände in Flugrichtung (along track) durch die Bewegung des Flugzeugs und seitlich dazu (across track) durch die gleichmäßige Variation des Laser-Winkels abgetastet. Diese Variation kann mit verschiedenen Techniken erreicht werden, wie z. B. einem Kippspiegel (Firma Optec ALTM Serie), mit einem rotierenden Spiegel (Firma Saab-TopEye) oder fest angeordneten Glasfasern, durch die der Laser mittels eines Spiegels geleitet wird (Firma TopoSys). Je nach verwendeter Technik ergeben sich unterschiedliche Abtaststrukturen am Boden (scan pattern).

Im Gegensatz zum Schwenkspiegel und zum Palmerscanner, die entweder ein zickzackartiges oder ellipsoidisches Abtastmuster an der Erdoberfläche erzeugen, ermöglicht der Faserscanner eine wesentlich höhere Scanrate. Sein streifenförmiges Scanmuster hat bei einer Flughöhe von 1000 m einen Punktabstand in Flugrichtung von 15 cm und quer zur Flugrichtung von 1,8 m (SCHNADT und KATZENBEIBER 2004).

Der Öffnungswinkel des Lasersystems (Scanwinkel) bestimmt die Durchdringungsrate der Lasermessungen und somit die Messpunktdichte am Boden. Ein kleinerer Scanwinkel erhöht die Wahrscheinlichkeit, dass die Laserstrahlen öfters auf die Geländeoberfläche treffen und die Schatteneffekte minimiert werden. In Waldgebieten ist der Scanwinkel, in dem ein Laserstrahl zum Boden gesandt wird, von großer Bedeutung. Er beeinflusst in hohem Maße die Durchdringungsrate der Laserstrahlen durch die Vegetation. Je schräger die Laserstrahlen einfallen, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass sie in der Vegetation „hängen“ bleiben. Während die Strahlen in Nähe der Flugstreifenmitte fast senkrecht zum Boden gelenkt werden, haben die Strahlen am Flugstreifenrand einen systemabhängigen Scanwinkel. Wie in Abbildung 9 deutlich zu sehen ist, resultiert daraus in der Flugstreifenmitte die größtmögliche Durchdringungswahrscheinlichkeit, während zum Flugstreifenrand hin die Wahrscheinlichkeit für Bodentreffer immer mehr abnimmt.

Auch der Durchmesser des Laserstrahls am Boden, der sog. „Footprint“, hat in Kombination mit der Messpunktdichte einen großen Einfluss auf die Durchdringungsrate in Wäldern. Beispielsweise wird bei einer Messpunktdichte von einem Punkt je  $m^2$  und einem Footprint von 30 cm Durchmesser 7 % der Fläche abgetastet. Wenn Lücken 20 % der Fläche ausmachen, ist die Wahrscheinlichkeit eine Lücke zu treffen nur 1,5 %. Vergrößert sich nun der Footprint auf 80 cm, steigt die Wahrscheinlichkeit auf etwa 10 %. Dabei hängt die Größe des Footprints

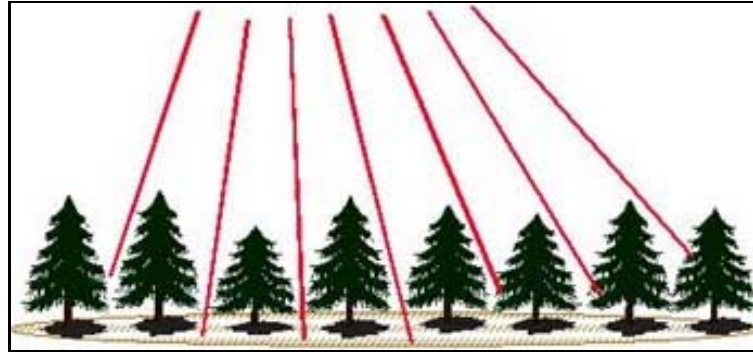


Abbildung 9: Bedeutung des Scanwinkels für Messungen im Wald (Quelle: TOPOSYS).

von der Flughöhe ab, da aus dem gebündelten Laserlicht bei zunehmender Entfernung ein Lichtkegel mit steigendem Durchmesser werden.

Von konventionellen Lasersystemen können entweder der erste oder letzte oder aber auch beide Impulse der vom Boden reflektierten Strahlen aufgezeichnet werden. Neuere Sensoren sind in der Lage auch die Reflexionen dazwischen oder sogar den gesamten Signalverlauf aufzuzeichnen (Full-Waveform-Systeme). Daraus können nicht nur Informationen über den Geländeverlauf, sondern auch über vertikale Bestandesstrukturen gewonnen werden. Ist jedoch der zeitliche Unterschied zwischen erstem und letztem Impuls kleiner als die Pulsdauer des Sensors, so kann es zu einer Überlagerung der beiden Echos kommen, so dass sie sich nicht mehr voneinander trennen lassen. Hierbei spricht man vom sogenannten Signalrauschen. Beim TopoSysystem beträgt dieser Wert umgerechnet 1,6 m. Dies hat zur Folge, dass bei einer dichten Vegetation, obwohl mehrere Reflexionen vorliegen, nur das First Pulse Signal aufgezeichnet werden kann, wenn erste und letzte Reflexion weniger als 1,6 m voneinander getrennt auftreten.

Die Genauigkeit des Laserscannings ist in der Lage schlechter als in der Höhe und im wesentlichen abhängig von der Entfernungsmessung, der GPS/INS-Positionierung, der Flughöhe sowie der Geländeneigung. Allgemein kann man davon ausgehen, dass bei einer Messentfernung von 1000 m eine Höhengenaugigkeit von  $\pm 0,15$  m und eine Lagegenauigkeit von  $<0,3$  m erreicht wird (KATZENBEISSER und KURZ 2004).

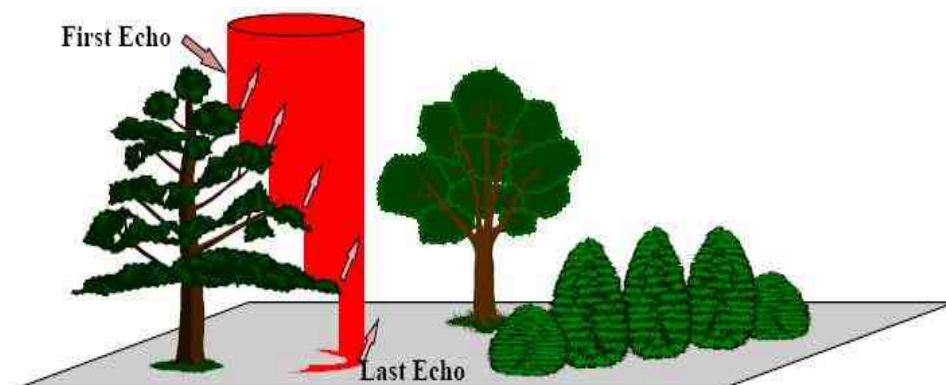


Abbildung 10: Schema: First Pulse – Last Pulse (Quelle: TOPOSYS).

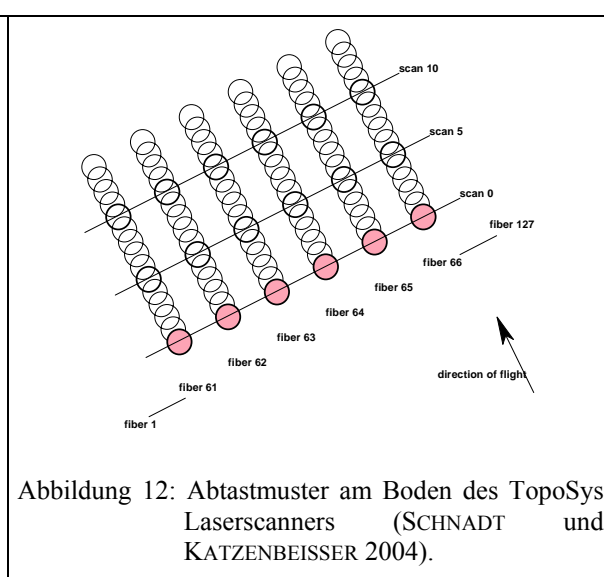
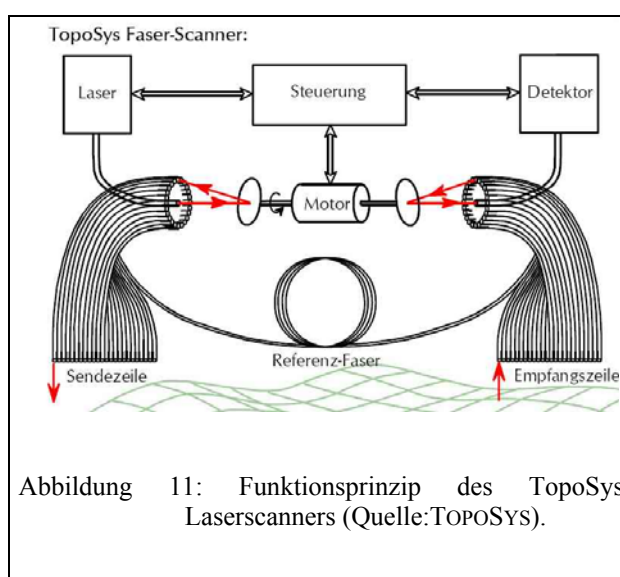
Aus dem ursprünglichen Gedanken zur Bestimmung digitaler Geländemodelle in Waldgebieten haben sich für das Laserscanning die unterschiedlichsten Einsatzmöglichkeiten ergeben. Dazu gehören heute vor allem die automatische Bestimmung von Stadtmodellen und die Bodenmodellierung in Überflutungsgebieten, die Vermessung von Gletschern, Dünen und Starkstromleitungen sowie die Trassierung für den Strassen- oder den Leitungsbau.

Detaillierte Darstellungen zu den Grundlagen des Laserscannings finden sich in ACKERMANN (1999), WEHR und LOHR (1999), BALTSAVIAS (1999b).

#### 4.2.2.2 Beschreibung des TopoSys-Lasersystems

Der Lasersensor TopoSys II besteht im Wesentlichen aus zwei Bauteilen, dem Bord- und dem Bodensystem.

Der Sensor, das Aufzeichnungsgerät sowie die Bedienkonsole bilden das ca. 100 kg schwere Bordsystem, welches sowohl in Hubschraubern als auch in Flugzeugen eingesetzt werden kann. Ein wesentlicher Vorteil des Messsystems der Firma TopoSys liegt darin, dass alle wichtigen Bauteile auf einer kohlefaserverstärkten Platte montiert sind, wodurch keine regelmäßige Kalibrierung, auch nicht nach einem Plattformwechsel, notwendig ist. Die Rohdaten der Befliegung werden durch einen Faserscanner erzeugt. Hier wird ein Erbium-Feststofflaser mit einer Wellenlänge von 1560 nm (nahes Infrarot) über einen rotierenden Spiegel in 127 kreisförmig angeordnete Glasfaserbündel abgelenkt und zum Boden gesendet, wo ein zeilenförmiges Scanmuster entsteht. Die 128. Faser ist die sogenannte Referenzfaser, die unmittelbar ohne Umweg über den Boden in den Empfänger gelangt und somit in jedem Scandurchgang eine Kontrolle ermöglicht, da ihre Länge genau bekannt ist. Der von der Bodenoberfläche reflektierte Laserstrahl durchläuft schließlich in umgekehrter Reihenfolge das System. Er tritt hintereinander in die linear angeordneten Glasfasern ein, die wiederum in eine kreisförmige Anordnung übergehen. Mit Hilfe eines weiteren Spiegels, der mit dem ersten Spiegel zusammenschaltet ist, werden die gepulsten Laserstrahlen schließlich in die Empfängerfaser gelenkt. Hier sorgt ein optischer Filter dafür, dass nur bestimmte Wellenlängen in Richtung Photodiodenempfänger weitergeleitet werden. Dieser registriert die Laserimpulse und sendet die Informationen weiter zur Auswerteelektronik (Abbildung 11).



	TopoSys I	TopoSys II
<b>Scannertyp</b>	Gepulster Faserlaser	Gepulster Faserlaser
<b>max. operationelle Flughöhe</b>	< 1000 m	< 1600 m
<b>Wellenlänge</b>	1,54 $\mu\text{m}$	1,55 $\mu\text{m}$
<b>Pulsdauer</b>	5 nsec	5 nsec
<b>Zeilenfrequenz</b>	650 Hz	650 Hz
<b>Pulsrate</b>	83000 Hz	83 000 Hz
<b>Auflösung der Entfernungsmessung</b>	0,06 m	0,02 m
<b>Blickwinkel</b>	14 ( $\pm$ 7)	14 ( $\pm$ 7)
<b>Streifenbreite (bei max. Reichweite)</b>	220 m	390 m
<b>mittlere Messdichte (bei max. Reichweite)</b>	5 Messungen/m <sup>2</sup>	3 Messungen/m <sup>2</sup>
<b>Möglichkeiten der Datenaufzeichnung</b>	First- oder Lastpulse	First- und Lastpulse, gleichzeitig
<b>Intensitätsmessung</b>	nicht möglich	möglich

Tabelle 7: Systemvergleich der Sensoren TopoSys I und TopoSys II.

Somit entsteht durch die gleichbleibende Ausrichtung der Laserstrahlen sowie einer konstanten Flugzeugbewegung ein flächendeckendes streifenförmiges Abtastmuster, das durch eine hohe Punktdichte in Flugrichtung und eine geringere Punktdichte quer zur Flugrichtung gekennzeichnet ist (Abbildung 12).

Das Bodensystem setzt sich aus einem tragbaren PC und dem PC-Netzwerk zusammen. Mit Hilfe des tragbaren PC's werden die während der Befliegung gesammelten Daten gesichert und sofort nach dem Flug auf Flächendeckung überprüft. Das PC-Netzwerk dient zur Auswertung der Rohdaten und der Erstellung der Höhenmodelle.

#### 4.2.2.3 Befliegung der Testgebiete

Mit dem Lasersensor der Firma TopoSys wurde eine Winterbefliegung zur Erzeugung eines hochgenauen Geländemodells und eine Sommerbefliegung zur Beschreibung der Oberfläche und der Bestandesstrukturen durchgeführt. Für eine optimale Abtastung der Bodenoberfläche war es unbedingt erforderlich, dass die Laubbaumarten noch nicht ihre Blätter ausgetrieben hatten. Dagegen sollte aber während der Sommerbefliegung die Vegetation voll entfaltet sein.

Da die Schneeschmelze in den Hochlagen des Bayerischen Waldes später erfolgt als in den Tal- und Hanglagen, musste die Winterbefliegung an zwei unterschiedlichen Terminen durchgeführt werden. Die Testgebiete C und E (Hang- und Tallage) wurden deshalb Ende April 2002 und die Testgebiete B und D (Hochlagen) Ende Mai befliegen. Aufgrund starker Winde kam es bei der Befliegung von Testgebiet E zu Schwierigkeiten, so dass die dabei entstandenen Lücken ebenfalls Ende Mai erneut befliegen wurden (Abbildung 13). Allerdings waren die Buchen zu diesem Zeitpunkt bereits belaubt. Die Sommerbefliegung der vier Testgebiete Anfang September 2002 verlief ohne Schwierigkeiten.

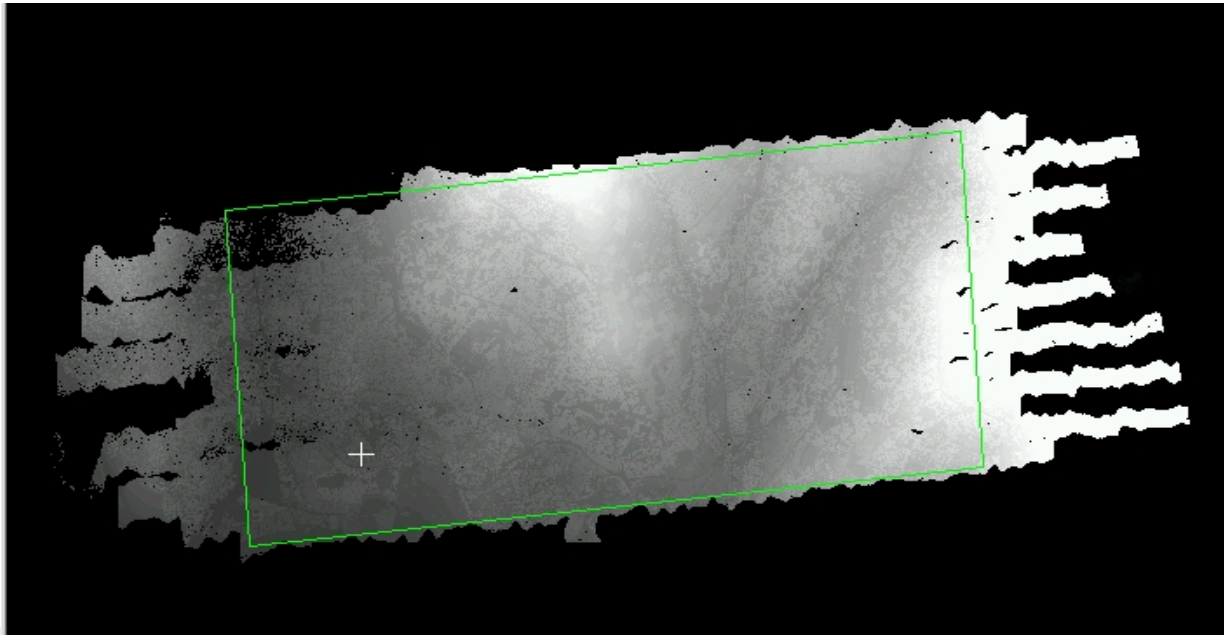


Abbildung 13: Bereiche im Testgebiet E die während der Winterbefliegung aufgrund starken Windes nicht erfasst wurden.

Aus der Flughöhe von 850 m über Grund sowie der Fluggeschwindigkeit von 80 m/s ergaben sich die folgenden Laserkennwerte für die Testgebiete:

Durchmesser des Lasers am Boden:  $F_L = 85 \text{ m}$ ;  
 Flugstreifenbreite:  $S = 210 \text{ m}$ ;  
 Anzahl der Punkte pro Scanlinie:  $N = 127$ ;  
 Punktabstand in Flugrichtung:  $d_x = 0,12 \text{ m}$ ;  
 Punktabstand quer zur Flugrichtung:  $d_y = 1,6 \text{ m}$ ;  
 Positionsgenauigkeit des Sensors (INS):  $0,01^\circ - 0,02^\circ \Rightarrow 0,15 - 0,30 \text{ m}$ ;  
 Lagegenauigkeit eines Lasermesswertes:  $0,05\%$  der Flughöhe =  $0,40 \text{ m}$ ;  
 Höhengenaugigkeit eines Lasermesswertes:  $< 0,15 \text{ m}$ .

Zur Vermeidung von Lücken im Höhenmodell sowie zur sofortigen Aufdeckung von Fehlern des GPS-/INS-Systems oder eines Höhenversatzes zwischen den einzelnen Flugstreifen wurden die benachbarten Flugstreifen mit einer Überlappung befliegen, was zu einer Erhöhung der Punktdichte in diesen Bereichen führte. Abschließend wurde die Verkippung des gesamten Modells durch einen Querflug kontrolliert.

#### 4.2.2.4 Erstellung und Prüfung der Höhenmodelle

Aus den Daten der permanenten SAPOS-Referenzstationen (Tabelle 8 und 9) innerhalb des jeweiligen Fluggebiets sowie den Daten des Bordsystems wurde durch differentielles GPS der genaue Flugweg berechnet. Nach Einführung von Transformationsparametern (DHDN Süddeutschland) und unter Berücksichtigung der Korrekturdaten des INS-Systems wurden für jeden Lasermesspunkt Gauß-Krüger-Koordinaten im 12°-Meridianstreifen, bezogen auf das Besselipsoid, berechnet.

Testgebiet	Datum	Uhrzeit	Sensor	Lasereinstellung	GPS-Referenzstation
<b>Gebiet B</b>	29.05.02	09:56-11:16	TopoSys II	Last- und First-Pulse	SAPOS-Station Wetzell
<b>Gebiet C</b>	28.04.02	10:57-12:42	TopoSys I	Last-Pulse	SAPOS-Station Wetzell
<b>Gebiet D</b>	29.05.02	11:26-13:00	TopoSys II	Last- und First-Pulse	SAPOS-Station Wetzell
<b>Gebiet E</b>	28.04.02 29.05.02	12:50-13:56 09:17-09:47	TopoSysI/II	Last-Pulse Last-und First-Puls	SAPOS-Station Wetzell

Tabelle 8: Übersicht über die Laserscanner-Winterbefliegung (TOPOSYS 2002).

Testgebiet	Datum	Uhrzeit	Sensor	Lasereinstellung	GPS-Referenzstation
<b>Gebiet B</b>	03.09.02	09:50-10:38	TopoSys II	Last- und First-Pulse	SAPOS-Station Neukirchen
<b>Gebiet C</b>	03.09.02	07:32-08:42	TopoSys II	Last- und First-Pulse	SAPOS-Station Neukirchen
<b>Gebiet D</b>	03.09.02	08:47-09:44	TopoSys II	Last- und First-Puls	SAPOS-Station Neukirchen
<b>Gebiet E</b>	02.09.02	15:12-16:19	TopoSys II	Last- und First-Puls	SAPOS-Station Neukirchen

Tabelle 9: Übersicht über die Laserscanner-Sommerbefliegung (TOPOSYS 2002).

Zunächst wird das DSM ( Digital Surface Model) berechnet. Dabei handelt es sich um die Geländeoberfläche incl. aller Objekte wie Bäume und Häuser. Dazu werden die Koordinatenwerte der Lasermessdaten, die bisher nur streifenweise vorlagen, in ein regelmäßiges Gitter mit einer Maschenweite von 0,5 m einsortiert. Für das DSM werden dazu nur die First-Pulse-Daten verwendet. Anschließend wird das Höhenmodell gefiltert. Diese Filterung wurde in einem weiteren Schritt interaktiv kontrolliert. Das DTM (Digital Terrain Model) repräsentiert ausschließlich die Bodenoberfläche. Objekte wie Bäume und Häuser sind darin nicht enthalten. Zu seiner Berechnung werden die Last-Pulse-Daten verwendet. Ziel der Filterung des DTM ist es, die Lasermesspunkte auf der Bodenoberfläche von Lasermesspunkten auf Objekten zu trennen. Dafür gibt es verschiedene Filteralgorithmen, die Firma TopoSys verwendet das in VON HANSEN und VÖGTLE (1999) beschriebene Verfahren. Die genauen Algorithmen stellen jedoch ein Betriebsgeheimnis dar und wurden nicht mitgeteilt.

Die Lücken im jeweiligen Raster, welche von der Lasergeometrie (siehe Scanmuster) und den Reflexionen in der Vegetation hervorgerufen werden, wurden durch eine nachbarschaftstreue Interpolation und interaktive Nachbearbeitung geschlossen.

Die Qualität des Höhenmodells wurde durch eine nachträgliche Überprüfung der DGPS-Berechnung sowie durch eine Lage- und Höhenkontrolle der Flugstreifen zueinander gewährleistet. Die absolute Genauigkeit des Modells wurde mit Hilfe von Referenzdaten untersucht. Für die Prüfung der Lagegenauigkeit wurden Umringspolygone von Gebäuden aus der digitalen Flurkarte (DFK) und zur Höhenkontrolle 5 - 6 Höhenpasspunkte je Testgebiet verwendet. Die Höhenpasspunkte wurden durch Studenten der Fachhochschule München sowie der Technischen Universität München vermarktet und durch GPS-Messungen bestimmt. Bei der Vermarktung der Höhenpasspunkte musste vor allem darauf geachtet werden, dass sie

nicht nur für die GPS-Messungen geeignet, sondern auch sinnvoll für die Kontrolle des Höhenmodells angelegt waren. Sie mussten also auf möglichst ebenen Flächen ohne Bewuchs oder Abschattung durch Bäume oder Sträucher liegen. Die Überprüfung des Höhenmodells durch die Firma TopoSys mit Hilfe der Höhenpasspunkte führte zu folgendem Ergebnis:

Pkt. Nr.	Soll (Referenzdaten)			Ist Winter	Ist Sommer	Soll - Ist	
	Rechtswert [m]	Hochwert [m]	Höhe [m]	Höhe [m]	Höhe [m]	$\Delta H_{\text{Winter}}$ [m]	$\Delta H_{\text{Sommer}}$ [m]
<b>bpa-02</b>	4614623,14	5426202,66	1127,12	1127,13	1127,16	-0,01	-0,04
<b>bpa-06</b>	4615314,84	5425633,23	1113,64	1113,65	1113,57	-0,01	0,07
<b>bpa-09</b>	4612420,39	5426170,90	1100,16	1100,14	1100,11	0,02	0,05
<b>bpa-11</b>	4613402,98	5426213,47	1176,29	1176,30	1176,32	-0,01	-0,03
<b>bpa-12</b>	4613345,07	5426695,88	1209,49	1209,44	1209,53	0,05	-0,04
<b>Mittelwert</b>						<b>0,008</b>	<b>0,002</b>

Tabelle 10: Vergleich der Höhenmessgenauigkeit zwischen Laserscanningdaten und terrestrisch bestimmten Passpunkten im Testgebiet B, Winter- und Sommerbefliegung (TOPOSYS 2002).

Im Testgebiet B wurde eine absolute Genauigkeit von unter  $\pm 0,5$  m in der Lage sowie unter  $\pm 0,15$  m in der Höhe erreicht.

Pkt. Nr.	Soll (Referenzdaten)			Ist Winter	Ist Sommer	Soll - Ist	
	Rechtswert [m]	Hochwert [m]	Höhe [m]	Höhe [m]	Höhe [m]	$\Delta H_{\text{Winter}}$ [m]	$\Delta H_{\text{Sommer}}$ [m]
<b>100</b>	4604581,17	5424903,21	854,35	854,33	854,31	0,02	0,04
<b>101</b>	4603808,16	5424710,68	813,44	813,42	813,46	0,02	-0,02
<b>104</b>	4603816,59	5423663,74	781,38	781,42	781,39	-0,04	-0,01
<b>201</b>	4600189,25	5424314,62	808,06	807,79	807,82	<b>0,27</b>	<b>0,24</b>
<b>202</b>	4600350,38	5424821,27	855,01	854,84	854,85	<b>0,17</b>	<b>0,16</b>
<b>201a</b>	4600182,96	5424321,15	809,65	809,65	809,51	0,00	0,14
<b>202a</b>	4600366,97	5424815,28	854,18	854,04	854,04	0,14	0,14
<b>Mittelwert</b>						<b>0,028</b>	<b>0,058</b>

Tabelle 11: Vergleich der Höhenmessgenauigkeit zwischen Laserscanningdaten und terrestrisch bestimmten Passpunkten im Testgebiet C, Winter- und Sommerbefliegung (TOPOSYS 2002).

Die Passpunkte 201 und 202 im Testgebiet C hatten sowohl im Winter als auch im Sommer größere Abweichungen aufzuweisen. Die Abweichungen im Punkt 201 konnten auf eine unsachgemäße Vermarkung zurückgeführt werden. Gründe für die Überschreitung der Fehlergrenze in Punkt 202 konnten laut TopoSys nicht gefunden werden. Deshalb wurden in unmittelbarer Umgebung zwei neue Höhenpasspunkte 201a und 202a mit GPS bestimmt, deren Abweichungen die Fehlergrenze nicht überschritten.

Pkt. Nr.	Soll (Referenzdaten)			Ist Winter	Ist Sommer	Soll - Ist	
	Rechtswert [m]	Hochwert [m]	Höhe [m]	Höhe [m]	Höhe [m]	$\Delta H_{\text{Winter}}$ [m]	$\Delta H_{\text{Sommer}}$ [m]
<b>dpa-01</b>	4593162,28	5441302,06	1155,44	1155,34	1155,43	0,10	0,01
<b>dpa-04</b>	4650,18	40224,05	1152,65	1152,60	1152,50	0,05	<b>0,15</b>
<b>dpa-06</b>	5680,73	40961,88	1236,47	1236,53	1236,59	-0,06	-0,12
<b>dpa-07</b>	6523,83	39931,23	1144,38	1144,51	1144,40	-0,13	-0,02
<b>dpa-08</b>	6165,76	40639,37	1192,91	1192,89	1192,94	0,02	-0,03
<b>Mittelwert</b>						<b>-0,004</b>	<b>-0,002</b>

Tabelle 12: Vergleich der Höhenmessgenauigkeit zwischen Laserscanningdaten und terrestrisch bestimmten Passpunkten im Testgebiet D, Winter- und Sommerbefliegung (TOPOSYS 2002).



Die Überprüfung des Höhenpasspunktes dpa-04 im Testgebiet D ergab während der Sommerbefliegung eine Abweichung von 0,15 m, was laut TopoSys eventuell durch einen Fehler beim Einsortieren zu erklären ist, da im benachbarten Pixel ein Punkt mit der genauen Sollhöhe des Höhenpasspunktes auftaucht. Alle übrigen Höhenpasspunkte lagen innerhalb der Genauigkeitsangabe.

Pkt. Nr.	Soll (Referenzdaten)			Ist Winter	Ist Sommer	Soll - Ist	
	Rechtswert [m]	Hochwert [m]	Höhe [m]	Höhe [m]	Höhe [m]	$\Delta H$ Winter [m]	$\Delta H$ Sommer [m]
epa-02	4591641,34	5436589,04	607,41	607,33	607,37	0,08	0,04
epa-03	1636,59	7402,93	613,48	613,49	613,39	-0,01	0,09
epa-05	2989,15	6513,60	662,75	662,80	662,73	-0,05	0,02
epa-06	2550,01	7761,80	737,44	737,37	737,46	0,07	-0,02
epa-10	4787,48	6505,75	682,27	682,38	682,33	-0,11	-0,06
epa-11	4954,08	7962,60	775,05	775,00	775,11	0,05	-0,06
<b>Mittelwert</b>						<b>0,005</b>	<b>0,002</b>

Tabelle 13: Vergleich der Höhenmessgenauigkeit zwischen Laserscanningdaten und terrestrisch bestimmten Passpunkten im Testgebiet E, Winter- und Sommerbefliegung (TOPOSYS 2002).

Auch im Testgebiet E wurde eine absolute Genauigkeit von unter  $\pm 0,5$  m in der Lage sowie unter  $\pm 0,15$  m in der Höhe erreicht.

Geliefert wurden die folgende Produkte:

	DTM (Raster in m)		DSM (Raster in m)		Rohdaten (Messwerte/m <sup>2</sup> )	
	Winter	Sommer	Winter	Sommer	Winter	Sommer
Gebiet B	1	1	1	1/0,5	4,4	12,3
Gebiet C	1	1	1	1/0,5	9,9	11,8
Gebiet D	1	-	1	1/0,5	4,3	12,3
Gebiet E	1	-	1	1/0,5	5,1	12,0

Tabelle 14: Übersicht über die aus der Laserscannerbefliegung abgeleiteten Daten.

Bei der Überprüfung der Messpunktdichte auf den einzelnen Referenzflächen konnten zum Teil erhebliche Abweichungen von der vereinbarten Punktdichte festgestellt werden, die zwischen  $-48\%$  und  $+61\%$  betragen.

### 4.2.3 Interferometrisches Radar

Radarfernerkundung (RADAR = Radio Detection And Ranging) weist eine ganz eigene Charakteristik auf, die sich von den optischen Fernerkundungssystemen stark unterscheidet. Radarwellen gehören zu den Mikrowellen, die im elektromagnetischen Spektrum Wellenlängen zwischen 1 mm und 1 m einnehmen. Sie besitzen andere Eigenschaften als die Wellen des optischen Spektrums. Der wichtigste Unterschied besteht darin, dass Radar im Gegensatz zu diesen nicht auf chemische bzw. molekulare, sondern auf dielektrische und geometrische Eigenschaften reagiert. Ein weiteres Merkmal von Mikrowellen besteht darin, dass die Erdatmosphäre für diese fast transparent ist, da sie innerhalb eines so genannten atmosphärischen Fensters liegen. Als aktives System ist Radar unabhängig von Tageszeit und Wetterverhältnissen einsetzbar, es vermag Wolken und Nebel zu durchdringen und bietet somit ein sehr weites Anwendungsfeld. Auf einige wichtige Besonderheiten soll nun im Folgenden,

gerade auch im Hinblick auf die Nutzung von Radar über Wald, kurz eingegangen werden (LILLESAND und KIEFER 1999).

### 4.2.3.1 Parameter des Aufnahmesystems

#### 4.2.3.1.1 Wellenlänge

Ein wichtiger Parameter bei Einsatz eines Radarsystems ist die Wahl der Wellenlänge bzw. der Frequenz. Die Bezeichnung und Einteilung der einzelnen Bänder stammen noch aus der militärischen Vergangenheit. Zu den in der Radarfernerkundung gebräuchlichsten Wellenlängen gehören (LILLESAND und KIEFER 1999):

Bezeichnung	Wellenlänge (cm)
P-Band	30 – 100
L-Band	15 – 30
S-Band	7.5 – 15
C-Band	3.75 – 7.50
X-Band	2.40 – 3.75

Tabelle 15: Gebräuchliche Wellenlängen in der Radar-Fernerkundung.

Abhängig von der Wellenlänge und den Objekteigenschaften vermögen Radarwellen zu einem gewissen Grad (cm bis m) in die meisten natürlichen Medien einzudringen. Dadurch können z.B. Informationen über tiefer liegende Bodenschichten gewonnen werden.

Auch die Interaktion der Radarwellen mit dem „Medium“ Wald ist von der Wellenlänge abhängig. So wird kurzwelliges Radar (X-Band, C-Band) eher an den Blättern und Zweigen gestreut, während das langwelligere P- und L-Band die Krone zu durchdringen vermag und erst von den größeren Ästen, den Stämmen und dem darunter liegenden Boden gestreut wird.

#### 4.2.3.1.2 Polarisation

Die Polarisation von Radarwellen eröffnet eine zusätzliche Informationsquelle. Polarisation bedeutet, dass sich die Vektoren der elektromagnetischen Wellen in der Ausbreitungsrichtung auf einer definierten Ebene fortbewegen. Hierzu unterscheidet man zwischen einer Ausbreitung auf einer horizontalen (H) und einer vertikalen Ebene (V), was als orthogonale Polarisation bezeichnet wird. Ein vollpolarimetrisches System sendet und empfängt in diesen zwei orthogonalen Polarisationen wie folgt:

HH	horizontales Senden und horizontaler Empfang
VV	vertikales Senden und vertikaler Empfang
HV	horizontales Senden und vertikaler Empfang
VH	vertikales Senden und horizontaler Empfang

Da HV der VH-Polarisation entspricht, stehen effektiv drei unterschiedliche Polarisationsrichtungen zur Verfügung. Im Wald ist im Allgemeinen das Rückstreuverhalten von Volumenstreuern in der HV-Polarisation am höchsten, während die HH-Polarisation durch dihedrale Streuung (s. Abbildung 14) und VV eher durch Reflexion am Boden zurückgestreut wird. Somit lässt sich im Wald mit Hilfe der Polarimetrie verschiedenes Streuverhalten unterscheiden (HENDERSON und LEWIS 1998).

#### 4.2.3.1.3 Depressionswinkel

Der Depressionswinkel ist der Winkel zwischen der Horizontalebene des Aufnahmesystems und der Gerade, auf dem das Radarsignal zum beobachteten Objekt gesendet wird. Er wirkt unmittelbar auf die Auflösung quer zur Flugrichtung aus und bestimmt die Energie, die auf der Bodenoberfläche auftrifft. Auch radartypische Störeffekte wie Schatten, Layover und Foreshortening werden durch den Depressionswinkel beeinflusst (ALBERTZ 2001).

#### 4.2.3.2 Rückstreuverhalten von Objekten auf der Bodenoberfläche

Die Streuung von Radarwellen ist abhängig von der dielektrischen Eigenschaft, der Oberflächenrauigkeit und dem lokalen Einfallswinkel am Objekt. Die dielektrische Eigenschaft eines Materials wird durch die Dielektrizitätskonstante  $\epsilon$  beschrieben und bezeichnet die Fähigkeit eines Materials auf molekularer Ebene, elektrische Energie zu absorbieren und zu streuen (JOHLIGE 1998). Aus ihr kann u.a. die Eindringtiefe in verschiedene Materialien berechnet werden. Vereinfacht gilt: je größer  $\epsilon$ , desto höher ist der Reflexionsgrad.

Daneben spielt auch die Art der Oberfläche eine große Rolle für das Rückstreuverhalten. Dies zeigt sich im unterschiedlichen Rückstreuverhalten. Vereinfacht lassen sich die Rückstreumechanismen in drei Hauptprozesse untergliedern:

1. Für die sog. Oberflächenstreuung gilt, dass die Streuung um so diffuser ausfällt je rauer die Oberfläche ist, und desto gerichteter je glatter die Oberfläche im Verhältnis zur Wellenlänge ist. Zusätzlich spielen die Wellenlänge und der Einfallswinkel eine Rolle.
2. Die dihedrale Streuung stellt die zweifache Reflexion (double-bounce) an benachbarten vertikalen und horizontalen Flächen dar. Diese tritt u. a. an Hauswänden und Baumstämmen auf.

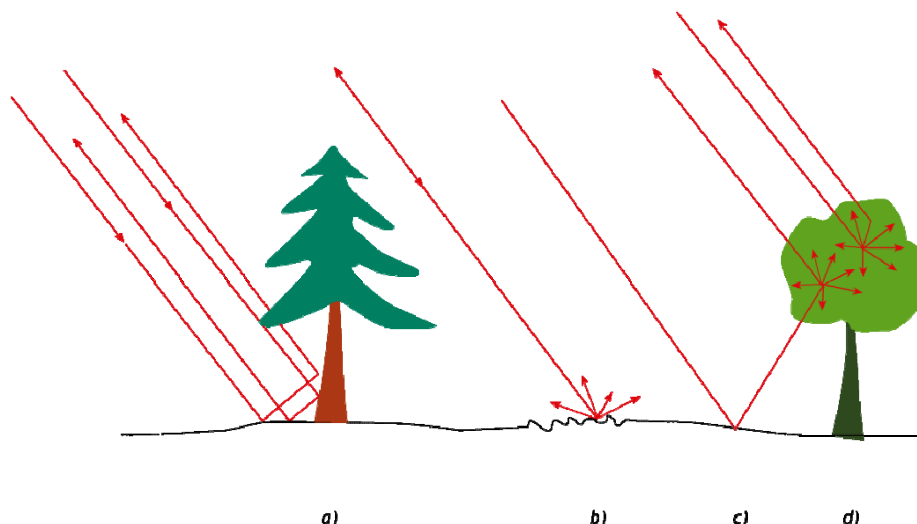


Abbildung 14: Schematische Darstellung unterschiedlicher Streuprozesse a) dihedrale Streuung; b u. c) Oberflächenstreuung; d) Volumenstreuung (nach JOHLIGE 1998 verändert).

3. Volumenstreuung ereignet sich dann, wenn das bestrahlte Medium inhomogen verteilte Elemente und unterschiedliche dielektrische Eigenschaften besitzt (z. B. Kronendach). Dies führt zu einer Streuung innerhalb des Materials (z. B. an Blättern und Zweigen), wobei die Wellen in das Material eindringen und die Streuzentren über die gesamte Tiefe des Materials verteilt sind. Die Welle wird in alle Richtungen gestreut und nur ein Teil gelangt direkt zum

Empfänger zurück (Abbildung 14 d). Der Einfluss des Einfallswinkels ist aber deutlich geringer als bei der Oberflächenstreuung.

Im Wald findet sich meist eine Kombination der drei Streumechanismen, die aus der Wechselwirkung zwischen Oberfläche und Vegetation resultiert (HENDERSON und LEWIS 1998).

### 4.2.3.3 Aufnahmeprinzipien

Ziel eines abbildenden Radarsystems ist es, eine hochaufgelöste Abbildung der Rückstreuungseigenschaften des Aufnahmegebietes zu erreichen. Die Darstellung der Grundlagen dafür soll zunächst für das Seitensicht Radar (SLAR = Side Looking Aperture Radar) mit realer Apertur (RAR) und anschließend für ein System mit synthetischer Apertur (SAR = Synthetic Aperture Radar) erfolgen.

#### 4.2.3.3.1 Radar mit realer Apertur (RAR)

Bei der Aufnahme bewegt sich das Radarsystem, getragen von einer Plattform (Flugzeug oder Satellit), geradlinig über das Aufnahmegebiet hinweg. Die Flugrichtung wird als „Azimut“ bezeichnet, die Entfernungsrichtung des Radars als „Slant Range“. Die System-Antenne sendet Impulse mit einer bestimmten Wiederholfrequenz PRF (Pulse Repetition Frequency) senkrecht zur Flugrichtung und schräg nach unten in ansteigender Entfernung aus. Dadurch wird das Gebiet nach und nach zeilenweise komplett beleuchtet. An der Oberfläche werden die Wellen gestreut und ein Teil zum Empfänger zurückreflektiert. Hier wird das Rückstreu-Signal entsprechend seiner Laufzeit  $\Delta t$  digital aufgezeichnet.

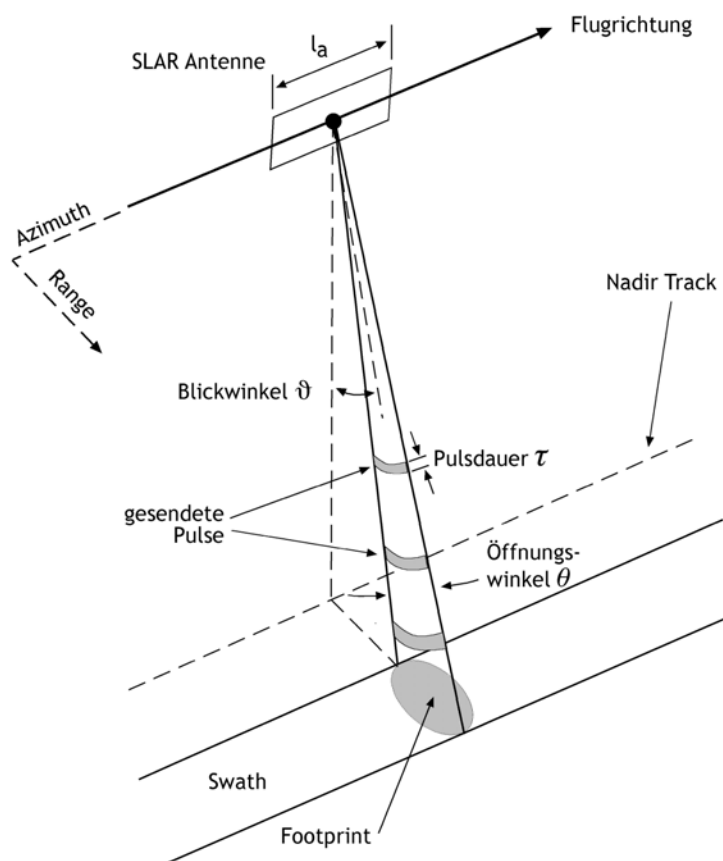


Abbildung 15: Aufnahmegeometrie eines abbildenden Radarsystems (nach CURLANDER 1991 verändert).

Dabei ist die Laufzeit abhängig von der Entfernung ( $r_{sr}$ ) zum Zielobjekt (slant range). Aus dieser ergibt sich über den jeweiligen Blickwinkel ( $\vartheta$ ) und der Ausbreitungsgeschwindigkeit  $c$  (Lichtgeschwindigkeit) die projizierte Entfernung am Boden (ground range,  $r_{gr}$ ).

$$r_{sr} = \frac{c \cdot \Delta t}{2} \quad r_{gr} = \frac{r_{sr}}{\sin \cdot \vartheta} \quad \text{Gleichung 1}$$

Die geometrische Bodenauflösung wird im Wesentlichen von zwei Systemparametern bestimmt: Impulslänge und Abstrahlwinkel der Antenne. Dabei wird die Impulslänge von der Zeitdauer bestimmt, in welcher die Antenne das Signal abstrahlt und der Abstrahlwinkel ( $\theta$ ) von der Antennenlänge ( $L$ ) und der Wellenlänge ( $\lambda$ ) des Signals.

$$\theta = \frac{\lambda}{L} \quad \text{Gleichung 2}$$

Zur Auflösung ( $A$ ) von zwei Bodenobjekten im Range (quer zur Flugrichtung) ist es notwendig, dass das jeweils reflektierte Signal von zwei nahen Objekten separat von der Antenne empfangen wird, da es ansonsten zu einer Signalüberlagerung kommt. Dafür ist es notwendig, dass die Objekte weiter als die halbe Pulslänge ( $\tau$ ) auseinander liegen. Es gilt:

$$A_{sr} = \frac{c \cdot \tau}{2} \quad A_{gr} = \frac{c \cdot \tau}{2 \sin \cdot \vartheta} \quad \text{Gleichung 3}$$

Die Auflösung in Flugrichtung (Azimut) wird vor allem durch den Abstrahlwinkel der Antenne bestimmt und nimmt mit der Entfernung zum Ziel ab. Die Auflösung ( $A$ ) am Boden ergibt sich mit der Ziel-Entfernung  $r_0$  und dem Abstrahlwinkel ( $\theta$ ) aus:

$$A = \theta \cdot r_0 = \frac{\lambda \cdot r_0}{L} \quad \text{Gleichung 4}$$

Folglich wird für hohe Auflösungen eine niedrige Flughöhe, eine große Antenne oder eine kleine Wellenlänge benötigt. Damit ist die Auflösung im Azimut deutlich schlechter als die Auflösung im Range. Da aus praktischen Gründen eine beliebige Steigerung der Antennenlänge nicht möglich ist, eignen sich RAR-Systeme nur für geringe Flughöhen. Um nun diesen Nachteil auszugleichen, wurde das Prinzip der synthetischen Apertur entwickelt (LILLESAND und KIEFER 1999, ALBERTS 2001).

#### 4.2.3.3.2 Radar mit synthetischer Apertur (SAR)

SAR-Systeme haben zwar auch eine physikalisch kurze Antenne, durch eine veränderte Datenaufzeichnung und –verarbeitung gelingt es jedoch, die gleichen Effekte wie bei einer längeren Antenne zu erzielen. Als Ergebnis entsteht ein System mit einer sehr geringen Strahlbreite, selbst in großen Entfernungen, ohne eine tatsächlich lange Antenne oder eine kurze Wellenlänge einsetzen zu müssen.

Um die synthetische Antenne zu simulieren, nutzen SAR-Systeme die Bewegung des Sensors, so dass durch eine Aneinanderreihung der physikalischen Antenne sehr viele „Einzelantennen“ entstehen. Diese werden bei der anschließenden Auswertung mathematisch wie verschiedene Teile einer langen Antenne behandelt, die dann im Zuge der Signalaufzeichnung und

–auswertung zu einer synthetischen Antenne zusammengesetzt werden. Näher gelegene Geländepunkte werden dabei von weniger „Antennenelementen“ abgebildet als weiter entfernte Punkte. Dadurch wächst die scheinbare Antenne mit zunehmender Range-Entfernung an, wodurch die Auflösung im Azimut theoretisch entfernungsunabhängig wird. Allerdings sind auch hier Grenzen gesetzt, da die Antenne immer noch eine ausreichend hohe Leistung erzielen muss. Bei großer Entfernung wächst die Antennenkeule am Boden. Gleichzeitig muss eine höhere Sendeenergie aufgewendet werden, um diese Fläche ausreichend zu beleuchten. Deshalb muss in der Praxis ein Kompromiss zwischen Auflösung und Antennenlänge gefunden werden.

Ein weiterer Unterschied zur RAR-Systemen besteht in der Interpretation der Bildinformation. Zusätzlich zur Aufzeichnung von Laufzeit und Intensität der rückgestrahlten Wellen werden auch deren Phasen erfasst. Phase ist dabei eine Größe, die den Schwingungszustand der zurückgestreuten Welle beim Eintreffen am Empfänger in Bezug auf ihren Anfangszustand beschreibt. In den Radarrohdaten werden Amplitude und Phase als komplexe Werte dargestellt (LILLESAND und KIEFER 1999, ALBERTS 2001).

Befindet sich innerhalb der Zelle ein dominanter Streuer (z. B. Corner Reflektor, Gebäude), so besitzt das Signal eine genau definierte Phase, die von der Entfernung und der Phasenänderung bei der Reflexion abhängig ist. Die Reflexionseigenschaft des Streuers bestimmt die Intensität des Signals. Diese Art von Streuer wird als Punktziel (point scatterer) bezeichnet.

In einem Flächenziel (distributed scatterer) dagegen befinden sich viele unterschiedliche Streuer, die alle ihren Beitrag zur Gesamtrückstreuung leisten. Die Bildinformation entsteht zufällig aus der kohärenten Aufsummierung der reflektierten Wellenzüge an den verschiedenen Streuzentren, d. h. aus dem Addieren der einzelnen Vektoren der Punktechos zu einem resultierenden Vektor. Somit ist auch die Phase scheinbar zufällig zwischen  $-\pi$  und  $\pi$  verteilt. Aufgrund der zufälligen Verteilung der Rückstreuintensitäten in Flächenzielen treten solche Bereiche im Bild als sehr „körnig“ auf. Diese Erscheinung wird als „Speckle“ bezeichnet, und kann durch Speckle-Filter mit verschiedenen Mittelungsmethoden, wie z. B. Multilook, reduziert werden. Dabei wird zwar die geometrische Auflösung verringert, zugleich aber die radiometrische Auflösung erhöht.

#### 4.2.3.4 SAR Interferometrie

Um dreidimensionale Oberflächeninformationen aus Radardaten abzuleiten, wird das Verfahren der Interferometrie eingesetzt (InSAR). Dazu wird die Information eines zweiten Bildes, das von einem unterschiedlichen Blickwinkel aufgenommen wird, verwendet und mit der des ersten Bildes kombiniert. Die Aufnahmen können zeitgleich mittels Einsatz von zwei (räumlich getrennten) Antennen (Single-Pass-Interferometrie) oder durch wiederholten Überflug des Geländes mit einem örtlichen und zeitlichen Versatz (Repeat-Pass-Interferometrie) erfolgen.

Die Höhenextraktion durch InSAR nutzt die Eigenschaft von Radarsystemen, dass die Entfernung des Sensors zum Boden für jedes Bildpixel bekannt ist. Die Distanz ist dabei die genau definierte Phase, also die Anzahl der Wellenlängen der vom Sensor ausgestrahlten Impulse bis zum Auftreffen auf den Boden. Das Problem besteht nun darin, dass sich die Phase aus einem deterministischen Teil (der Distanzinformation) und einem „zufälligen“ Teil bedingt durch das unterschiedliche Streuverhalten der Volumenstreuer zusammensetzt. Deshalb ist es nicht möglich, die Distanzinformation aus den Daten eines Bildes zu extrahieren. Erst durch die Verknüpfung der Phase eines Bildes von der eines zweiten Bildes kann die Distanzinformation extrahiert werden. Da das Phasenrauschen für beide Bilder in etwa gleich

ist, kann es durch die Subtraktion der Phasen eliminiert werden. Mit der so bestimmten Distanzinformation und der Orientierung des Sensors kann über die bekannte Aufnahmegeometrie (Abbildung 16) die Höhe für jedes Pixel berechnet werden.

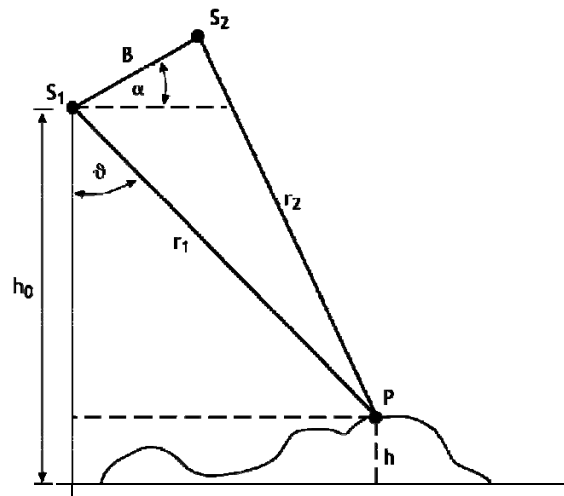


Abbildung 16: Geometrie der SAR-Interferometrie (nach FISCHER 2002).

Der Kosinussatz liefert mit der Basislinie ( $B$ ) und dem Winkel ( $\alpha$ ), der die Neigung der Basislinie gegenüber der Horizontalen angibt, den Blickwinkel ( $\vartheta$ ):

$$r_2^2 = r_1^2 + B^2 - 2r_1B \cos(90 - \vartheta + \alpha) = r_1^2 + B^2 + 2r_1B \sin(\alpha - \vartheta) \quad \text{Gleichung 5}$$

Durch Auflösen nach  $\vartheta$  ergibt sich:

$$\sin(\vartheta - \alpha) = \frac{r_2^2 - r_1^2 - B^2}{2r_1B} \quad \text{Gleichung 6}$$

Über trigonometrische Beziehungen kann mit Kenntnis von  $\vartheta$  und der Flughöhe des Sensors  $h_0$  die Höhe der Bodenoberfläche berechnet werden:

$$h = h_0 - r_1 \cos \vartheta \quad \text{Gleichung 7}$$

Für weitergehende Informationen zum Thema Radar sei hier auf die spezifische Literatur verwiesen (z. B. LILLESAND und KIEFER 1999, HENDERSON und LEWIS 1998).

#### 4.2.3.5 E-SAR Spezifikationen

Das flugzeuggetragene experimentelle SAR-System (E-SAR) des DLR wurde am Institut für Hochfrequenztechnik mit dem Ziel entwickelt, über einen modifizierbaren Sensor zur SAR-Verfahrenserprobung und grundsätzlichen Signaturmessung zu verfügen. Das E-SAR arbeitet zur Zeit im P-, L-, C- und X-Band, wobei L- und P-Band voll-polarimetrisch und C- und X-Band gleich-polarisiert (HH und VV) vorhanden sind.

Interferometrische Datensätze können im X-Band (aus dem auch das DSM generiert wird) im Einpass-Überflug gewonnen werden, da eine zweite Empfangsantenne versetzt am

Flugzeugrumpf angebracht ist. Im C-, L- und P-Band wird zweimal (Dual-Pass) bis mehrmals leicht versetzt geflogen.

Die räumliche Auflösung der E-SAR-Bilddaten beträgt in der Horizontalen sowohl in Azimuth- als auch in Range-Richtung 2,5 m. Im interferometrischen Phasenbild beträgt die räumliche Auflösung in der Horizontalen in Azimuth-Richtung 1,24 m und in Range-Richtung 1,5 m. Die räumliche Auflösung in der Vertikalen liegt beim Phasenbild bei 10 bis 20 cm.

E-SAR Systemparameter	P-Band	L-Band	C-Band	X-Band
Frequenz [GHz]	0.45	1.3	5.3	9.6
Wellenlänge [cm]	68	23.5	5.6	3.1
Sendespitzenleistung [W]	200	500	900	2500
Flughöhe [km]	3-4	3-4	3-4	3-4
Antennenöffnungswinkel Azimuth [°]	30	18	19	17
Antennenöffnungswinkel Elevation [°]	60	35	33	30
Streifenbreite (am Boden) [km]	<3.5	3.5	6	> 10

Tabelle 16: Systemparameter des E-SAR (HORN 1997).

#### 4.2.3.6 Befliegung der Testgebiete

Die Befliegung des Testgebietes mit dem E-SAR des DLR wurde am 06.08.2002 durchgeführt. Da es Probleme mit der L-Band-Aufnahme gab, wurde diese am 02.09.2003 wiederholt. Tabelle 17 gibt eine Übersicht der Flug- und Systemparameter. Die Aufnahme erfolgte von Norden und Süden mit X-, L- und P-Band.

Parallel zum Radarüberflug (ca. 2,5 Stunden) wurden die Flugkoordinaten durch den Betrieb einer DGPS-Meßstation (Differential Global Positioning System) exakt abgeglichen. Im Untersuchungsgebiet wurden zwei Korner-Reflektoren aufgestellt zur Kalibrierung und absoluten Lagebestimmung der Radarbilddaten sowie des interferometrischen Geländemodells. Die Position der Korner-Reflektoren wurde ebenfalls mit Hilfe des DGPS eingemessen.

Die dieser Arbeit zugrunde liegenden Höhenmodelle wurden im X-Band aus beiden Aufnahmerichtungen, im P-Band aus der Nord- und im L-Band aus der Süd-Befliegung gewonnen. Die Prozessierung der Daten wurde vom Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt durchgeführt.

Parameter / Frequenz	X-Band	P-Band	L-Band
<b>Datum</b>	26.08.2002	26.08.2002	02.09.2003
<b>Flughöhe</b>	4650 m (NN)	3800 m (NN)	3800 m (NN)
<b>Fluggeschwindigkeit</b>	ca. 93 m/s	ca. 93 m/s	ca. 93 m/s
<b>Frequenz</b>	9.6 GHz	450 MHz	1.3 GHz
<b>Blickwinkel</b>	25-60°	25-60°	25-60°
<b>Baseline</b>	1.5 m	20 m	5 m/10 m
<b>Polarisation</b>	VV	HH, VH, HV, VV	HH, VH, HV, VV
<b>Modus</b>	Single-pass Interferometrie	Repeat-pass Interferometrie	Repeat-pass Interferometrie

Tabelle 17: Flug- und Systemparameter des E-SAR Systems während der Befliegung des Testgebietes C.



### 4.3 Bodenreferenz

Als Bodenreferenz werden die Datensätze bezeichnet, die von terrestrischen Aufnahmetrupps erhoben und zur Verifikation der Fernerkundungsdaten verwendet wurden. Im Rahmen des Projektes wurde eine Überprüfungsstrategie entwickelt, die sich aus vier Komponenten zusammensetzt und die auf die unterschiedliche Auflösung der Daten abgestimmt ist:

**Inventurpunkte:** Aufnahmepunkte der permanenten Stichprobeninventur mit konzentrischen Probekreisen und einer Fläche von jeweils 500 m<sup>2</sup>. Der Probekreismittelpunkt ist mit einer Lagegenauigkeit von besser als 5 m eingemessen: Sie dienen zur Analyse des Einflusses verschiedener Waldstrukturen auf die Bestandeshöhenermittlung mit Fernerkundungssensoren. Darüber hinaus können sie für die Beurteilung der Schätzgenauigkeit von forstlichen Kenngrößen auf Ebene der Testgebiete eingesetzt werden.

**Referenzflächen:** Dauerbeobachtungsflächen von 0,1 bis 0,4 ha Größe, auf denen alle Bäume höher 5 m mit einer Positionsgenauigkeit von unter 5 cm erfasst wurden. Sie dienen der Überprüfung der hochaufgelösten Laserscannerdaten und der Einzelbaumerkennung.

**Referenzbestände:** Nach Höhe, Dichte und Baumartenzusammensetzung homogene Bestände mit einer Größe von mehr als 0,4 ha: Zur Überprüfung der Genauigkeiten von Radardaten und digitalen Bildern bei der Bestandeshöhenmodellierung.

**Waldentwicklungsstadienkartierung:** Flächendeckende Bestandeskartierung nach Waldentwicklungsstadien im Rahmen der Forsteinrichtung. Kleinste Kartiereinheit: 0,5 ha. Sie dienen zur Überprüfung der Waldentwicklungsstadienkartierung aus Fernerkundungsdaten.

Diese Komponenten der Bodenreferenz werden im Folgenden näher beschrieben:

#### 4.3.1 Inventurpunkte

Der Waldzustand wurde über eine permanente Stichprobeninventur (Kontrollstichprobe) im Sommerhalbjahr 2002 ermittelt. Das Aufnahmeprinzip beruht auf dauerhaft markierten Probeflächen, die systematisch über das Inventurgebiet verteilt sind. Dafür wurde zunächst ein Raster mit einer Kantenlänge von 200 m über die gesamte Nationalparkfläche gelegt. Jeder Kreuzungspunkt des Rasters ist der Mittelpunkt einer Probefläche. Auf diese Weise wurden in den Testgebieten insgesamt 686 Inventurpunkte erfasst. Damit repräsentiert jede Probefläche vier Hektar Waldfläche. Die Probeflächen bestehen aus konzentrischen Kreisen, deren Größe

Inventurklasse	BHD [cm]	Kreisradius [m]	Kreisfläche [m <sup>2</sup> ]
1	0 - 5	2.82	25
	6-11	3.99	50
	12-29	6.91	150
	>=30	12.62	500
2	0 - 5	2.82	25
	6-11	3.99	50
	12-35	6.30	125
	>=36	12.62	500

Tabelle 18: Verwendete Kreisgrößen und Kluppschwellen in den Inventurklassen.

sich nach dem Durchmesser der Bäume richtet. Das heißt, die Bäume werden in Abhängigkeit ihres Brusthöhendurchmessers in unterschiedlich großen Probestflächen aufgenommen (Tabelle ). Beispielsweise wird ein Baum mit einem BHD von 32 cm in der Inventurklasse 1 noch in einer Entfernung von 12,62 m vom Probestflächenmittelpunkt erfasst. Hat der Baum nur einen BHD von 10 cm, wird der Radius auf 3,99 m reduziert. Dadurch kann der Aufwand für die Feldarbeiten bei gleichbleibender Aussagequalität reduziert werden.

Aufgrund der unterschiedlichen Ausgangsvoraussetzungen im alten Nationalpark und im ehemaligen Forstamt Zwiesel wie Zeitraum seit der letzten Inventur und verwendete Kreisgrößen (Tabelle ) wurden zwei verschiedene Inventurklassen ausgewiesen.

Um das Auffinden der Inventurflächen bei zukünftigen Inventuren zu ermöglichen bzw. zu erleichtern, wurde im Mittelpunkt der Flächen ein Magnet vergraben und die drei dem Inventurpunkt benachbarten Bäume mit grünen Markierungsbändern versehen. Die Inventurpunkte in den Testgebieten B und D wurden zusätzlich mit einer Rohrmarke im Flächenmittelpunkt ausgestattet. Die einzelnen Aufnahmeparameter sind in Tabelle aufgeführt.

Arbeitsgrundlage für die permanente Stichprobeninventur war die "Richtlinie für die mittel- und langfristige Forstbetriebsplanung in der Bayerischen Staatsforstverwaltung" (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1982). Die Verfahrensdetails sind in der Anweisung zur Waldinventur 2002 festgelegt (GRÜNVOGEL und HEURICH 2002).

Kreisdaten	Forstliche Grundaufnahme	Zusätzliche waldökologisch bedeutsame Parameter
Waldort	Position	Totholz
Inventurkartenummer	Baumart	Ameisenkolonien
Koordinaten im Aufnahmegerät	Brusthöhendurchmesser	Wurzelteller
Geländeneigung	Höhe	Baumhöhlen
Höhenlage	Alter	Sonderstandorte
Standort	Bestandesschicht	Kraut-/Moosschicht
Exposition	Schäle	Strauchschicht
	Leitreibverbiss	

Tabelle 19: Zusammenstellung der während der Inventur erfassten Aufnahmeparameter.

### 4.3.2 Referenzflächen

Hierbei handelt es sich um hochgenau eingemessene Versuchsflächen mit einer Ausdehnung von 0,1 bis 0,4 ha. Sie dienen zur Evaluierung der Einzelbaumerkennung und der Verjüngungserkennung sowie der Überprüfung von Zusammenhängen zwischen Bestandesparametern und Laserscannerdaten. Von der Herkunft können drei Typen von Referenzflächen unterschieden werden:

1. Flächen, die speziell für dieses Projekt angelegt wurden (Nummer 50 - 65)
2. Dauerbeobachtungsflächen der Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (Nummer 0 - 40)
3. Langfristige Versuchsflächen des Lehrstuhles für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München (Nummer 70 - 100)

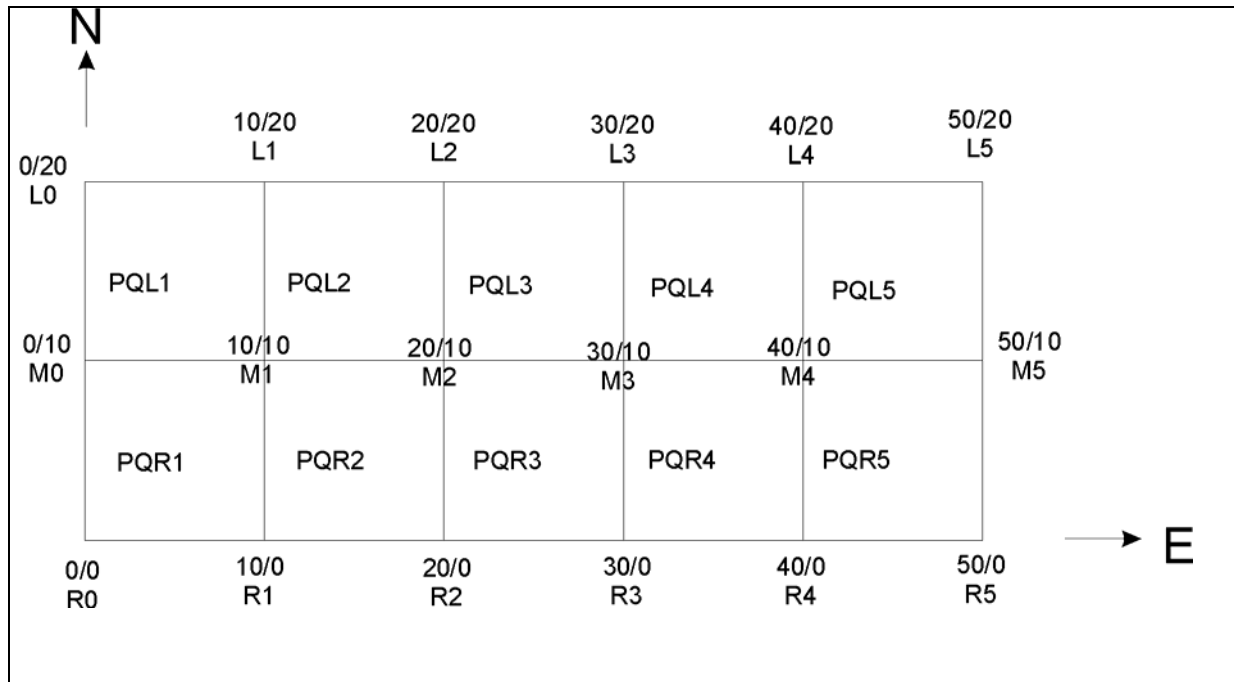


Abbildung 17: Schematische Darstellung der Struktur der Referenzflächen mit der Bezeichnung der jeweiligen Eckpunkte (M: Mitte, R: Rechts, L: Links) und Probequadrate (PQ).

Auf den Flächen wurde zunächst ein lokales Koordinatensystem entsprechend Abbildung 17 mit einem Tachymeter angelegt. Die Flächen haben eine Ausdehnung von mindestens 20 x 50m und sind aus 10 x 10 m großen Probequadraten zusammengesetzt. Wenn es die Waldstrukturen erfordern, wurde der Probestreifen entsprechend verlängert. Die Eckpunkte der Quadrate sind mit grauen Plastikstäben markiert, der Anfangspunkt  $M_0$  und der Endpunkt  $M_5$  der Mittellinie sind mit Plastikrohrmarken versehen.

Anschließend wurden Steine, Stöcke (Baumstümpfe), Geländepunkte, Wurzelteller sowie alle Bäume und das stehende Totholz mit einer Höhe von über 5 m und einem BHD größer als 7 cm mit ihrer Lage im Raum (X, Y, Z) tachymetrisch aufgenommen. Bei liegendem Totholz mit einer Länge von über 1 m und einem BHD von größer als 7 cm wurde neben dem Umfang zusätzlich die Stammachse aufgemessen.

Es wurden alle Bäume erfasst, deren Stammfuß in der Fläche lag oder deren Krone in die Fläche ragte. Von jedem Baum wurde die Baumart, der Brusthöhendurchmesser (Umfangmaßband), die Baumhöhe (Baumhöhenmesser Vertex) und der Kronenansatzpunkt bestimmt. Bei ausgeprägt einseitigem Kronenansatz wurden zwei Messungen durchgeführt (Baumhöhenmesser Vertex). Auf einem Teil der Untersuchungsflächen wurde zusätzlich die Kronenfläche bei Bäumen mit einem BHD von mehr als 10 cm (Winkelspiegel mit jeweils 8 Messpunkten) abgelotet (RÖHLE und HUBER 1985). Für stehendes Totholz wurden die gleichen Messungen durchgeführt, zusätzlich wurde der Zersetzungsgrad bestimmt. Liegendes Totholz wurde nur dann erfasst, wenn seine Länge mindestens 1 m und sein Durchmesser am schwächeren Ende größer als 7 cm war.

Die einzelnen Objekte wurden folgendermaßen aufgenommen:

**Stehende Bäume und stehendes Totholz:**

Der Reflektorstab wurde zur Streckenmessung seitlich vom Stamm angehalten, die Richtung anschließend eingedreht (indirekte Streckenmessung).

**Steine und Stöcke:**

Der Reflektorstab wurde immer genau oben mittig auf das Objekt gestellt.

**Liegendes Totholz:**

Es wurde jeweils der Anfangs- und Endpunkt des Stammes aufgenommen.

**Wurzelteller:**

Es wurden die beiden äußersten Punkte aufgemessen, an denen der umgestürzte Wurzelteller den Boden berührt.

Um den Erhebungsaufwand zu begrenzen, wurde die Verjüngung nicht eingemessen, sondern in einem vereinfachten Verfahren erfasst:

Jedes Probequadrat wurde in vier gleich große Flächen und in vier Höenschichten von 0,0 bis 0,5 m, von 0,5 bis 1 m, von 1 bis 2 m sowie von 2 bis 5 m eingeteilt. Anschließend wurde die Deckung durch Nadel- und Laubholzverjüngung, Felsen, liegendes und stehendes Totholz sowie krautige Vegetation in jeder Höhenstufe und auf jeder Fläche einzeln in 10 % Stufen geschätzt.

Im Anschluss an die Messungen wurde die Fläche mit einem Überblicksphoto dokumentiert.

Die Lageinformationen wurden im Tachymeter gespeichert und im Anschluss an die Aufnahme ausgelesen. Die Baumattribute wurden mit einem Formblatt erfasst und von Hand eingegeben.

Allerdings konnten im Rahmen der Arbeit nicht alle Referenzflächen im gleichen Jahr mit dem gleichen Aufnahmeprogramm erfasst werden. Beispielsweise war es nicht möglich, für alle 18 Flächen der TU-München die exakten Baumpositionen zu ermitteln bzw. für jeden Baum Höhenmessungen durchzuführen. So wurden in der Abteilung Sallerhäng nur bei zwei Flächen alle Stammpositionen mittels Tachymeter eingemessen, auf dem Rest der Flächen war die Einmessung der Bäume bereits mit einem Maßband erfolgt. Auch wurden auf diesen Flächen die Höhen nur stichprobenartig erfasst. Eine Übersicht über das Aufnahmeprogramm und den Aufnahmezeitpunkt der einzelnen Referenzflächen ist in der Anlage zu finden.

Auf der folgenden Seite wird eine Referenzfläche dargestellt. Informationen über alle anderen Referenzflächen befinden sich in der Anlage:

sample plot	56 Haselau
species	P. abies, A. alba
stage	selection forest stage
denseness	spacious
level	low level
forest type	production forest
field data from	02. - 03.09.02

age	average altitude	slope	extent of sample plot		N / ha	h100	d100	hg	dg	G	V	stand density	%
[years]	[m]	[%]	[m x m]			[m]	[cm]	[m]	[cm]	[m <sup>2</sup> ]	[m <sup>3</sup> ]		
<b>135 - 210</b>	<b>640</b>	<b>16,9</b>	<b>20 x 60</b>	<b>Pic.</b>	<b>183</b>	<b>46,8</b>	<b>70,6</b>	<b>46,3</b>	<b>54,2</b>	<b>42</b>	<b>781</b>	<b>0,56</b>	<b>39</b>
				<b>Ab.</b>	<b>208</b>	<b>40,6</b>	<b>51,8</b>	<b>37,8</b>	<b>40,9</b>	<b>27</b>	<b>463</b>	<b>0,81</b>	<b>57</b>
				<b>Fag.</b>	<b>83</b>	<b>10,6</b>	<b>10,2</b>	<b>10,6</b>	<b>10,2</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>0,05</b>	<b>4</b>
					<b>475</b>					<b>70</b>	<b>1247</b>	<b>1,42</b>	

- Picea abies*
- Fagus sylvatica*
- Abies alba*

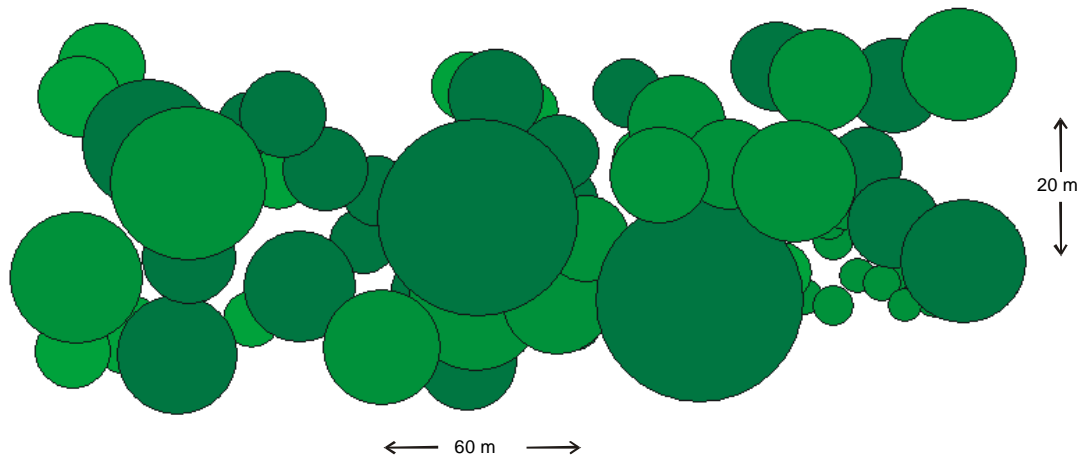
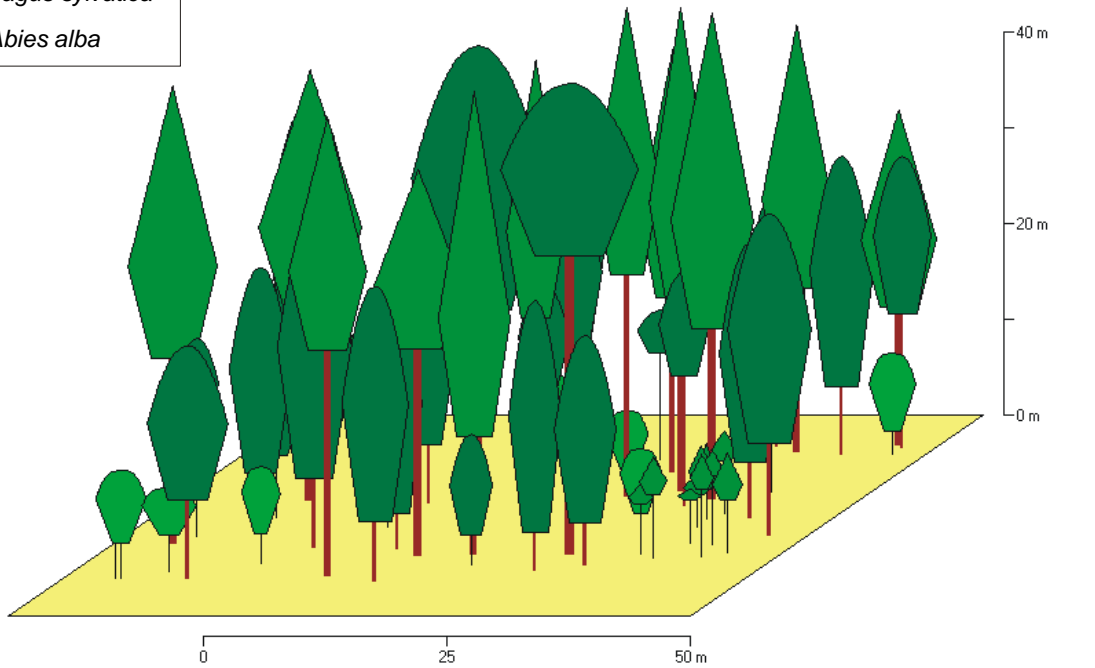


Abbildung 18: Beschreibung der Referenzfläche 56 Haselau.

### 4.3.3 Referenzbestände

Für den Vergleich der verschiedenen Sensorsysteme in Abhängigkeit von unterschiedlichen Waldstrukturen wurden größere (über 0,4 ha), homogene Waldbestände ausgewählt. Mit deren Hilfe sollte untersucht werden, inwieweit DTM, DSM und DCM von der Walddichte, der Baumartenmischung und der Baumhöhe abhängig sind. Die Auswahl der Referenzbestände war auf das Testgebiet C beschränkt, da Radarbefliegungen nur dort durchgeführt wurden und erfolgte nach den folgenden Kriterien:

Zunächst sollten die Bestände hinsichtlich der Baumartenmischung homogen sein. Dazu wurde jeder Bestand den folgenden Typen zugeordnet: Nadelwald (Ndh), Laubwald (Lbh) und Mischwald (Ndh/Lbh). Im Falle des Mischwaldtypes wurden die Bestände so ausgewählt, dass die Baumarten in Einzelmischung und nicht in Gruppen angeordnet waren.

Zweites Kriterium für die Auswahl der Bestände war die Baumhöhe. Hierbei wurde darauf geachtet, dass die Variabilität der Baumhöhen innerhalb der Bestände möglichst gering ist. Insgesamt wurden 5 Höhenklassen ausgeschieden: Höhe 0 (kein Wald), Höhe 1 (bis 10 m), Höhe 2 (10 – 20 m), Höhe 3 (20 – 30 m) und Höhe 4 (über 30 m). Einen Sonderfall stellen mehrschichtige Wälder (Plenterstadien) dar. Diese werden bei gleich bleibender Verteilung ebenfalls als homogene Bestände aufgefasst.

Darüber hinaus wurden die Bestände hinsichtlich ihrer Dichte eingeteilt. Dazu wurden drei verschiedene Dichteklassen ausgeschieden:

Dichte 1 (gering), Dichte 2 (mittel) und Dichte 3 (hoch). Die Ansprache der Dichte erfolgte über die Schätzung des Kronenschlusses. Auch hierbei wurde darauf geachtet, dass eine möglichst gleichmäßige Verteilung der einzelnen Bäume vorliegt. Es sollten keine Lücken bzw. Gruppen existieren.

Die Auswahl der Referenzbestände wurde mit Hilfe von Farbinfrarot-Orthophotos und Laserscannerdaten vorgenommen. Baumartenverteilung und Dichte wurden vor allem aus den Farbinfrarot-Orthophotos angesprochen, die Höhe mit Hilfe der vorhandenen Laserscanner-Daten bestimmt. Insgesamt wurden 34 Flächen mit einer Größe zwischen 0,2 und 6,1 ha, im Mittel 1,7 ha, entsprechend den oben aufgeführten Kriterien ausgewählt. Anschließend wurde die Auswahl der Flächen und die Ansprache der Kriterien im Rahmen eines Beganges überprüft und ggf. korrigiert. Tabelle 20 zeigt Anzahl und Zuordnung der ausgesuchten Referenzflächen.

Bei der Auswahl der Flächen erwies es sich als schwierig, größere hinsichtlich Baumartenmischung, Höhe und Dichte homogene, streng abgrenzbare Bestände zu finden, zumal die Suche auf Testgebiet C begrenzt war. Darüber hinaus war es nicht möglich, für jede gewünschte Kombination eine entsprechende Fläche zu finden. Beide Probleme sind vor allem durch Aufbau und Struktur der Naturwälder des Nationalparks bedingt. Beispielsweise konnten keine Jugendstadien gefunden werden, die entweder nur aus Laub- oder nur aus Nadelbäumen aufgebaut waren. Grund dafür ist, dass auf den Freiflächen nach Borkenkäferbefall in den Hang- und Tallagen ausnahmslos Mischbestände entstehen. Darüber hinaus war es auch nicht möglich, Jugendstadien ohne einen mehr oder minder großen Anteil von Totholz zu finden. Auch die Auswahl hinsichtlich unterschiedlicher Dichteklassen gestaltete sich schwierig. Da in den Beständen keine Pflegemaßnahmen mehr durchgeführt werden, waren diese meistens sehr dicht (vor allem Lbh) oder aber durch Borkenkäferbefall betroffen. In der Höhenklasse von über 30 m konnte kein Bestand mit einer hohen Dichte gefunden werden. Grund dafür ist, dass dort vor allem plenterartig aufgebaute Bestände mit einem mehr oder minder unterbrochenen Kronendach gibt.

Höhe \ Dichte	0	1	2	3	4
0	3x Wiese	---	---	---	---
1	---	---	---	1 x Ndh 1x Ndh/Lbh	---
2	---	1 x Ndh 3 x Ndh/Lbh	1 x Ndh	5 x Ndh 1 x Lbh 1 x Ndh/Lbh	3x Ndh/Lbh
3	---	1 x Ndh	3 x Ndh 3 x Lbh 1 x Ndh/Lbh	2 x Ndh 3 x Lbh 1 x Ndh/Lbh	---

Tabelle 20: Aufteilung der Referenzbestände auf die verschiedenen Höhen- und Dichteklassen.

### 4.3.4 Kartierung der Waldentwicklungsstadien

Waldentwicklungsstadien beschreiben die natürlichen Phasen der Waldentwicklung. Im Nationalpark wurden im Zuge des Waldbegangs im Sommerhalbjahr 2003 insgesamt acht verschiedene Stadien ausgeschieden. Sie sind in der folgenden Tabelle kurz beschrieben.

Um den Kartierern die Ansprache der Waldentwicklungsstadien zu erleichtern, wurde vom Bayerischen Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten ein Entscheidungsschema entwickelt, das in Abbildung 19 dargestellt ist.

#### 4.3.4.1 Bestandesweise Kartierung

Die Bestandesauscheidung erfolgte über einzelbestandesweisen Begang unter Zuhilfenahme von Farbinfrarot-Luftbildern. Obligat festzulegende Bestandeskennziffern waren Waldort, Entwicklungsstadium, Bestandesform und Alter. Mit Ausnahme des Jugendstadiums wurden zudem in jedem Entwicklungsstadium die Baumartenanteile der Oberschicht geschätzt.

Abweichend davon wurde in den Hochlagen des alten Nationalparkgebietes in den großflächig abgestorbenen Bereichen keine einzelbestandesweise Bestandeserfassung durchgeführt, da dort mit vertretbarem Zeitaufwand keine fundierten Ergebnisse zu erwarten waren. Dafür wurden

<b>Jugendstadium (JS):</b>	Aufwachsen bis Dickungsschluss
<b>Wachstumsstadium (WS):</b>	Holzvolumenaufbau bis Kulmination des laufenden Zuwachses
<b>Reifungsstadium (RS):</b>	Abklingen des Holzvolumenaufbaus und der Zuwachsleistung, vitales Erscheinungsbild
<b>Zerfallsstadium (ZS):</b>	beginnender Zerfall bzw. Auflösung, zahlreiches Totholz, geringes Holzvolumen, keine ausreichende Vorausverjüngung
<b>Verjüngungsstadium (VS):</b>	Hochwachsen der Verjüngung im Schutz der Altbäume
<b>Pflenterstadium (PS):</b>	Waldstruktur mindestens dreischichtig (incl. Zwischenschicht und Vorausverjüngung); auch Moor- und Moorrandbestockungen (i.d.R. Hoch- und Übergangsmoorstandorte)
<b>Mortalstadium (MS):</b>	unbestockte Flächen mit stehendem und/oder liegendem Totholz
<b>Unbestockt (u):</b>	unbestockte Flächen ohne Totholz

Tabelle 21: Beschreibung der Waldentwicklungsstadien.

die Flächen mit JS-, MS- oder u-Flächencharakter pauschal als Mischbereich von Jugend- und Mortalstadium ausgeschieden. Nach Möglichkeit wurde jedes Entwicklungsstadium innerhalb einer Abteilung nur einmal ausgewiesen. Bei belangvollen Unterschieden, insbesondere bei der Baumartenzusammensetzung (Bestandesform), beim Alter oder den standörtlichen Verhältnissen, wurde davon abgewichen. Geräumte und nicht geräumte Flächen in Jugendstadien sowie unbestockten Flächen wurden grundsätzlich als eigene Bestände kartiert. Die Mindestgröße für die Bestandausscheidung war ein halber Hektar.

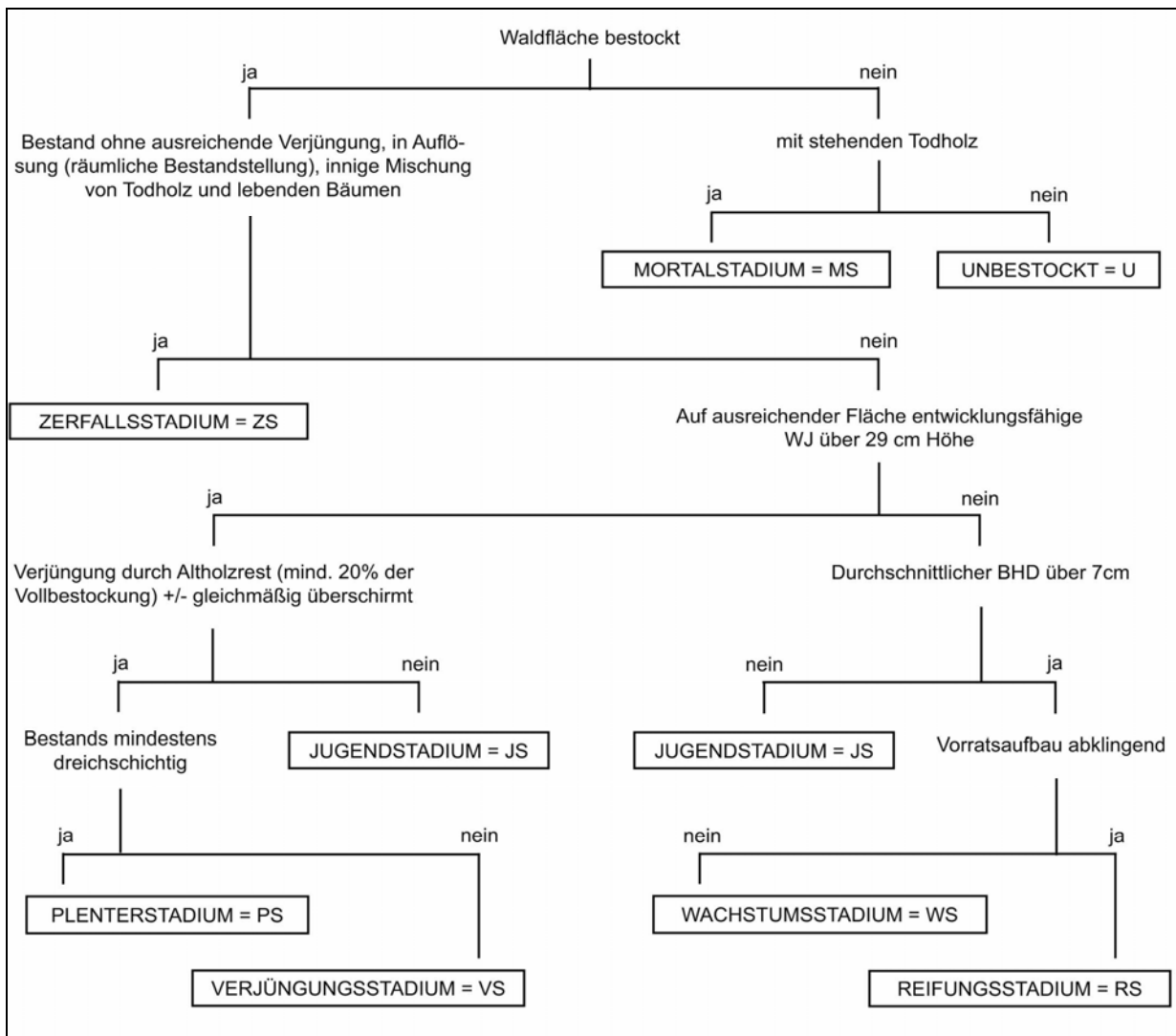


Abbildung 19: Entscheidungsschema zur Kartierung der Waldentwicklungsstadien.

#### 4.3.4.2 Kartierung auf den Inventurpunkten

Im Gegensatz zur bestandesweisen Kartierung wurde die Ansprache des Waldentwicklungsstadiums nur auf die 500 m<sup>2</sup> große Aufnahme­fläche des jeweiligen Inventurpunktes beschränkt.

Da die Kriterien für die Ansprache der Waldentwicklungsstadien sehr unkonkret sind, wurden zusätzliche Daten erfasst:

Wichtig für die spätere Auswertung war die Information, wie sicher die Ansprache des Waldentwicklungsstadiums möglich war. Bei Zweifelsfällen wurde für die jeweilige Fläche vermerkt, dass das Entwicklungsstadium nicht eindeutig zugeordnet werden konnte. Schwierig



war auch der Umgang mit Randeffekten, beispielsweise wenn innerhalb einer Probefläche zwei Stadien aneinander grenzen. Dies ist z. B. der Fall, wenn eine Probefläche, die ansonsten eindeutig dem Reifungsstadium zugeordnet werden kann, am Rand von einer vergrasteten Freifläche mit Verjüngung berührt wird. Ist dieser Effekt auf weniger als 5 % der Fläche beschränkt, bleibt er unberücksichtigt. Es wird jedoch vermerkt, dass die Probefläche nicht repräsentativ für die Umgebung ist. Bei größerem Umfang gilt auch hier, dass das Stadium nicht eindeutig zuzuordnen ist.

Zusätzlich wurde die Deckung durch Laub- und Nadelhölzer sowie durch Felsen, totes Holz und krautige Vegetation erfasst. Dabei erfolgte die Ansprache in den Stufen 0 - 1 m, 1 - 5 m, 5 m bis 2/3 der Höhe der Oberschicht. Damit ist es möglich, zu beurteilen, ab welcher Deckung eine bestimmte Schicht nicht mehr als solche erkannt werden kann. Für die Schätzung der Deckung wurden die folgenden Festlegungen getroffen: Deckung Totholz: Zu dieser Klasse gehört sowohl liegendes als auch stehendes Totholz. Auch Totäste an lebenden Bäumen wurden dieser Klasse zugeordnet. Deckung Fels: Felsen wurden nur dann berücksichtigt, wenn sie sich mit ihrer Kontur von der Geländeoberfläche abheben. Felsen, die sich nur gering über das Gelände erheben und sanft einfügen oder große Felsen, die eine Geländekante markieren, werden dagegen als Bodenoberfläche angesehen.

Darüber hinaus wurde auch die Höhe des Kronenansatzes erfasst und je Aufnahmefläche, beginnend vom Mittelpunkt der Aufnahmefläche beginnend, die Triebblängen von bis zu fünf unverbissenen Buchen, Tannen und Fichten gemessen.

Die Ansprache, ob es sich um ein nadel- oder laubbaumdominiertes Entwicklungsstadium handelt, erwies sich in Mischbeständen teilweise als sehr schwierig. Deshalb wurden zusätzlich die Baumartenanteile geschätzt. Für die Ansprache war die herrschende Schicht ausschlaggebend. Der häufige Fall, dass unter wenigen Fichten in der Oberschicht eine ausgeprägte mittlere Schicht aus Buchen steht, ist damit, oft entgegen dem ersten optischen Eindruck, eindeutig dem Nadelwald zuzuordnen. Anders verhält es sich, wenn nur einzelne alte Bäume vorhanden sind. Diese werden als Überhälter angesprochen und nicht als Oberschicht. Die Trennung zwischen Wachstums- und Reifungsstadiums erfolgte anhand des Baumalters, welches während der Inventur mittels Zuwachsbohrers bestimmt wurde.

### **4.3.5 Einmessung der Bodenreferenz**

Von größter Bedeutung für das Gelingen des Projektes war die exakte Georeferenzierung aller in den Testgebieten gesammelten Informationen. Erst dadurch wird der sinnvolle Vergleich der verschiedenen Datenschichten möglich.

#### **4.3.5.1 Hochgenaue Einmessung von Referenzflächen und Passpunkten**

Im Einzelnen musste die Lage von Höhenpasspunkten für die Laserscannerbefliegung, von Orthophotopasspunkten für die Luftbildbefliegung sowie die Lage aller Referenzflächen bestimmt werden. Dabei konnten die Höhen- und Orthophotopasspunkte, die sich auf kleinen Lichtungen befanden, durch direkte GPS-Messungen ermittelt werden. Diese Messungen fanden von Juli bis September 2002 statt. Bei den Referenzflächen waren wegen starker Abschattung durch den Bestand auch indirekte Messungen notwendig. Diese Messungen fanden von Oktober bis November 2002 statt.

Um eine Genauigkeit von unter 5 cm zu erreichen, mussten einige Probleme gelöst werden: So gibt es in den Testgebieten nur wenige topographische Punkte, die darüber hinaus beispielsweise durch den Rückbau von Forstwegen und die Instandsetzung von Wegen

beschädigt bzw. verschoben wurden und damit unbrauchbar waren. Auch sind die meisten topographischen Punkte nicht aus der Luft einsehbar und konnten deshalb nicht für die Signalisierung im Rahmen der Luftbildbefliegungen eingesetzt werden. Außerdem erschwert die Signalabschirmung durch das Kronendach GPS-Messungen oder machte sie gar unmöglich. Darüber hinaus liegen die Testgebiete am Rande Bayerns, was zur Folge hat, dass die amtlichen Transformationsparameter einen gewissen Fehler aufweisen. Bei der Transformation von WGS 84 in das lokale Koordinatensystem Gauß-Krüger-Bayern (GK-Bayern) muss deshalb mit einem Fehler von 0,3 m in der Lage gerechnet werden. Damit wäre die Toleranzgrenze für die Lagegenauigkeit der Referenzflächen bereits überschritten. Um diesen Fehler auszuschalten, wurden für alle Testgebiete die jeweiligen Transformationsparameter durch Messung von mindestens fünf topographischen Punkten (TP) unter Zuhilfenahme einer eigenen GPS-Referenzstation bestimmt.

Als Referenzstationen wurden die folgenden Punkte ausgewählt und sehr genau eingemessen:

Gebiet B: auf dem Gelände der Klimastation in Waldhäuser (Ref\_Klima).

Gebiet C: auf einer Lichtung am Ostrand des Messgebietes (Rast 1).

Gebiet D und E: auf dem Gelände der Fischzuchtanlage bei der Ortschaft Lindbergmühle (Ref\_Fisch).

Alle drei sind für die Öffentlichkeit nicht zugänglich bzw. nicht zu sehen. Daher konnte der Empfänger die ganze Messzeit über unbeaufsichtigt stehen gelassen werden. Darüber hinaus handelt es sich bei den Standorten um relativ große Freiflächen, wodurch die meiste Zeit ein Empfang von acht Satelliten auf beiden Frequenzen gewährleistet war.

Um eine Verbindung zum örtlichen TP-Netz herzustellen und die Höhenpasspunkte in das GK-System zu transformieren, wurden innerhalb und außerhalb des jeweiligen Testgebietes gleichmäßig verteilte TP's aufgemessen. Dazu wurde das Programm SKI-Pro der Firma Leica verwendet. Folgende Arbeitsschritte wurden durchgeführt:

1. Einlesen der Rohdaten
2. Berechnung der Basislinien
3. Ausgleichung der Basislinien
4. Transformation der Höhenpasspunkte vom ETRS89-System ins GK-System mit ellipsoidischen Höhen, bezogen auf das Besselipsoid
5. Ermittlung der Geoidundulationen in den Messpunkten
6. Umrechnung der ellipsoidischen Höhen (h) in orthometrische Höhen (H)
7.  $H = h - N$  mit  $N$  = Geoidundulation

Die Werte der Geoidundulationen wurden dem Programm auf der Internetseite des Bundesamts für Kartographie und Geodäsie entnommen (DENKER 1989). Für die Auswertung des Testgebiets C wurden Geoidhöhen verwendet, die sich auf das Europäische Datum 1950 (ED50) in Verbindung mit dem Deutschen Haupthöhennetz (DHHN) beziehen. In den übrigen Testgebieten handelt es sich um Geoidhöhen, die aus dem EGG97 in Bezug auf das Deutsche Hauptdreiecknetz (DHDN) und das DHHN transformiert wurden.

Bei der Transformation wurden die amtlichen Koordinaten der TP unverändert beibehalten. Die Höhenpasspunkte wurden somit in das bestehende TP-Netz eingepasst. Der Vorteil dieser

Methode besteht darin, dass die Nachbarschaftsgenauigkeit zu den TP gewährleistet ist. Weist das TP-Netz allerdings große Klaffungen auf, werden diese auch auf die Neupunkte übertragen.

Für jede Referenzfläche lagen die aufgemessenen Geländepunkte, wie in Abschnitt 4.3.2 beschrieben, in einem eigenen lokalen Koordinatensystem vor. Je Referenzfläche wurden mindestens zwei möglichst weit auseinanderliegende Punkte ausgewählt, die als Passpunkte für die Transformation dienen sollten. Meistens wurden dafür die Rohrmarken am Flächenanfang und –ende verwendet. Waren keine vorhanden oder die Sichtverhältnisse wegen dichten Bewuchses schlecht, so wurden die Probequadratmarkierungen verwendet. Diese Punkte wurden zunächst doppelt gemessen. Wenn die Koordinatenqualität die Marke von 5 cm überschritt, wurde eine weitere Messung durchgeführt. Wenn auch diese zusätzliche Messung nicht zum Erfolg führte, wurden auf einer nahegelegenen Lichtung zwei Hilfspunkte mit GPS bestimmt. Anschließend wurde eine klassische 3D-Transformation mit orthometrischen Höhen der Flächen- und Hilfspunkte mit der Software SKI-Pro durchgeführt. Als Passpunkte wurden nun die Höhenpasspunkte für TopoSys verwendet, die bereits im GK-System vorlagen. Die Genauigkeiten aller Transformationen anhand der Restklaffen war unter 5 cm.

Die zwei in der Nähe einer jeweiligen Referenzfläche eingemessenen Hilfspunkte dienten als Anschlussziele für die terrestrischen Messungen. Der weiche Waldboden und der teilweise sehr dichte Bestand machten es notwendig, die terrestrischen Messungen jeder Fläche vorher sorgfältig zu planen. So wurde darauf geachtet, die Polygonzüge mit so wenig Standpunkten wie möglich anzulegen, um Messfehler, die durch das Einsinken des Stativs entstehen, gering zu halten. Aus Zeit- und Personalgründen konnten pro Fläche nur zwei Anschlusspunkte geschaffen werden. Um trotzdem die Messungen kontrollieren zu können, wurden Ringpolygonzüge gemessen. Flächenpunkte, die nur durch polares Absetzen bestimmt wurden, konnten durch Mehrfachmessungen, ähnlich einer kleinen Netzmessung, kontrolliert werden. Die dabei ermittelten Koordinaten- und Höhenabschlussfehler lagen jeweils unter einem Zentimeter.

Mit besonders langen Polygonzügen wurden die Passpunkte der Referenzflächen Sallerhäng, und Scheuereck eingemessen (jeweils etwa 1,3 km Länge). Der Grund hierfür war zum einen, dass es im Bereich dieser Referenzflächen keine geeigneten Freiflächen gab und zum anderen, dass die Referenzflächen entlang von Forstwegen aufgereiht waren.

Durch eine „2D+H“-Transformation wurden in jeder Testfläche die lokalen Messwerte in GK-Koordinaten umgeformt. Die dabei entstandenen Restklaffen wurden auf die Koordinaten verteilt. Dabei wurde die Genauigkeitgrenze bei der Referenzfläche ECE-Fichte mit einer Restklaffe von 13,5 cm beim Hochwert und bei der Referenzfläche Schönort mit 8 cm bei der Höhe überschritten.

## 4.3.5.2 Entwicklung eines Verfahrens zur Einmessung der Inventurpunkte

### 4.3.5.2.1 Zielstellung

Bisher wurden die Inventurpunkte im Rahmen der Forsteinrichtung mit Kompass und Maßband eingemessen. Obwohl eine Korrektur der Hangneigung stattfand, liegt die Genauigkeit dieses Verfahrens in einem Bereich von 10 bis 20 m. Durch Fehler bei der Einpassung des Inventurrasters während der Waldinventur 1981 kommt es zusätzlich zu einem, allerdings gerichteten, Lagefehler von bis zu 90 m. Diese Genauigkeiten reichen nicht aus, um die Inventurpunkte mit GPS-Empfängern im Gelände aufzusuchen oder Verschneidungen mit anderen Datenschichten durchzuführen, geschweige denn, die Daten der Inventurpunkte als Referenz für die Fernerkundungsdaten nutzen zu können. Durch eine genauere Bestimmung des Raumbezuges mit Hilfe von GPS-Empfängern sollte dieser Fehler vermindert werden.

Primäres Ziel des hier angewendeten Messverfahrens war eine ausreichend genaue und zuverlässige Positionierung der Inventurpunkte in Echtzeit, d. h. die Positionsbestimmung erfolgt unmittelbar im Feld und nicht durch eine zusätzliche Auswertung im Büro. Das hierfür eingesetzte DGPS-System bestand aus dem L1-Code-Empfänger GS 50 sowie einem LW/UKW-Decoder mit entsprechenden Antennen für den Empfang von DGPS-Korrekturdaten der Echtzeitpositionierungsdienste ALF und RASANT von SAPOS. Als Alternative zu diesen radiogestützten Korrekturverfahren wurde auch die Verwendung von (genaueren) Korrekturdaten über das GSM-Mobilfunknetz in Betracht gezogen. Diese Lösung konnte aber auf Grund der großen Lücken in der bestehenden Netzabdeckung im Nationalpark nicht realisiert werden.

### 4.3.5.2.2 Methodisches Vorgehen

Für die eigentliche GPS-Messung sah das Verfahren je nach Beobachtungsbedingungen **zwei Varianten** vor, die sich vor allem hinsichtlich der Einstellungen bzgl. des Signalempfangs und der Beobachtungsdauer unterschieden. Eine wesentliche Grundlage ist hierbei die im GS 50 verwendete MaxTrak-Technologie mit den Einstellungen "Max. Genauigkeit"/"Max. Empfang", über die der Anwender die Güte der zu empfangenden GPS-Signale definieren kann, sowie der Empfang von Korrekturdaten. Zusätzlich waren alle eingesetzten Empfänger so programmiert, dass die Messung automatisch nach dem Erreichen einer gewünschten Koordinatenqualität (KQ) stoppt. Bei dem Wert KQ handelt es sich um einen statistischen Schätzwert für die reale Koordinatenqualität, der auf der Standardabweichung aus der internen Positionsrechnung (Ausgleichung) und einigen zusätzlichen empirischen Annahmen basiert. Er ist so ausgelegt, dass die im Empfänger berechnete Position mit einer Wahrscheinlichkeit von ca. 66 % maximal um den Wert KQ von der wahren Position abweicht.

#### Variante 1

Messung im Modus "Max. Genauigkeit" (Empfang von "guten" GPS-Signalen = höchste Positionierungsqualität). Sobald eine Lagequalität (2D-KQ)  $< 1$  m vorliegt, stoppt der Empfänger die Messung automatisch und speichert den Punkt mit den jeweiligen Attributdaten ab. Die geforderte KQ wird grundsätzlich nur dann erreicht, wenn sowohl die DGPS-Korrekturdaten als auch eine ausreichende Anzahl an "guten" Satellitensignalen zur Verfügung stehen. Sind beide genannten Bedingungen erfüllt, aber das KQ-Kriterium wird trotzdem nicht erreicht, dann beendet der Beobachter die Messung nach 10 Minuten manuell und fährt mit Variante 2 fort. Kann kein Korrekturdatensignal an diesem Punkt empfangen werden, werden mehrere Messungen einer dann vorliegenden Navigationslösung (Messdauer 10 Min.) durchgeführt. Ob eine DGPS- oder Navigationslösung vorliegt, ist im abgespeicherten Datensatz erkennbar und kann später analysiert werden.

## Variante 2

Start der Beobachtungen im Messmodus "Max. Empfang" (auch Empfang von "schlechten" GPS-Signalen = evtl. höhere Satellitenanzahl = evtl. geringere Positionierungsqualität) und Durchführung der Messung unter den gleichen Abbruch- und Wiederholungskriterien wie bei Variante 1. Liegen schwierige Empfangsbedingungen am Inventurpunkt vor, dann sollte immer mit Variante 2 begonnen werden.

### 4.3.5.2.3 Ergebnisse der statischen GPS-Punkteinmessung

Von den insgesamt 1012 vermessenen Inventurpunkten haben 799 (= 79 %) eine Lagequalität von unter 1 m. Bei 115 oder 11,4 % ist die Lagequalität besser als 5 m und bei 82 Punkten, also 8,1 %, besser als 10 m. Nur bei 16 der Inventurpunkte ist die Lagequalität schlechter als 10 m. Dabei zeigte sich der erwartete Zusammenhang zwischen schlechter Lagequalität und Ausbleiben des Korrektursignals.

Da es sich bei der Angabe "Koordinatenqualität" nur um einen statistischen Wert handelt, stellt sich die Frage, inwieweit dieser Rückschlüsse auf die realen Lage- und Höhenabweichungen zulässt. Diese Fragestellung wurde deshalb anhand von Testmessungen im September 2002 (volle Belaubung) auf 21 bekannten Punkten überprüft.

Auf allen Punkten wurde eine 5-, 10- und 15-Minuten-Messung direkt hintereinander durchgeführt. Außerdem fanden auf acht Punkten eine Wiederholungsmessung an einem anderen Tag statt, so dass insgesamt 84 Messungen in die Auswertung einfließen. Dabei wurden 83 % dieser statischen Beobachtungen mit der Einstellung maximale Genauigkeit durchgeführt. Die für schwierige Messbedingungen empfohlene Einstellung „maximaler Empfang“ kam nur in Extremfällen zum Einsatz.

Die allgemeinen Auswertungen ergaben die in Tabelle 22 dargestellten Ergebnisse, zu denen folgende Anmerkungen gemacht werden sollen:

Nur bei 64 % der Messungen konnte eine DGPS-Position berechnet werden. Hauptursache hierfür war die geringe Empfangsqualität des verwendeten Decoders. Ein weiteres, parallel eingesetztes DGPS-System konnte rund 80 % DGPS-Positionen erfassen. Insgesamt wurde eine ausreichende Grundgenauigkeit erreicht. Mehr als 90 % der gemessenen Punkte weisen eine reale Lageabweichung von < 5 m auf. Es konnte keine wesentliche Genauigkeitssteigerung durch eine längere Beobachtungsdauer (DGPS 15': 50 % < 1 m/ DGPS 5': 45 % < 1 m) erreicht werden. Bis auf einen Fall ließen sich alle Ausreißer (> 10 m) über die kombinierte Betrachtung von KQ, Satellitenanzahl und GDOP (Maß für die Güte der Satellitengeometrie) detektieren.

	alle Messungen		DGPS		NAV	
Mittel Lageabweichung [m]	2,32 ± 0,35		2,28 ± 0,52		2,40 ± 0,29	
Mittel Höhenabweichung [m]	4,04 ± 0,66		3,68 ± 0,95		4,66 ± 0,76	
Häufigkeiten	84 Messungen		64%		36 %	
	Lage	Höhe	Lage	Höhe	Lage	Höhe
< 1m	32 %	29 %	37 %	33 %	23 %	20 %
1 – 5 m	61 %	45 %	54 %	46 %	73 %	43 %
5 – 10 m	5 %	17 %	6 %	15 %	3 %	20 %
> 10 m	2 %	10 %	4 %	6 %	0 %	17 %

Tabelle 22: Lage- und Höhenabweichungen des GPS-Empfängers GS 50 auf Referenzpunkten.

#### **4.3.5.2.4 Bewertung der Ergebnisse**

Auf Grund der Erkenntnisse aus den Testmessungen und punktuellen Wiederholungsmessungen kann davon ausgegangen werden, dass die mit dem hier vorgestellten Beobachtungsverfahren, und verwendeten DGPS-System aufgenommenen Inventurpunkte zu etwa 90 % mit einer Lagegenauigkeit von besser 5 m vorliegen. Damit wurde ein Hauptziel, nämlich die Erhöhung der Koordinatenqualität mit vertretbarem Aufwand, erreicht. Wichtig ist auch das Ergebnis, dass sich die Inventurpunkte mit einer schlechteren Lagequalität aufgrund von KQ und GDOP erkennen lassen.

Mit dieser Genauigkeit ist es möglich, sinnvolle Verschneidungen mit gewünschten thematischen Layern durchzuführen und auch die Navigation zu Inventurpunkten mit Handheld-Geräten hat sich in ersten praktischen Einsätzen bewährt. Mittlerweile wurden auch die Datentransferprobleme gelöst, so dass ein voll elektronischer Workflow zwischen GS 50, PC und dem GPS-Gerät „etrex Summit“ erreicht werden konnte. Damit konnte der Nationalparkverwaltung ein System zur Verfügung gestellt werden, das deren Anforderungsprofil gerecht wird.

Nicht ganz so optimistisch sind die Ergebnisse in Bezug auf die Verwendung im Zusammenhang mit den Fernerkundungsdaten, da hierfür eine Genauigkeit von unter 1 m wünschenswert gewesen wäre. Diese Lagegenauigkeit konnte jedoch nur auf den Borkenkäferflächen erreicht werden.

## 5 ERFASSUNG VON BODEN- UND BESTANDES OBERFLÄCHE

### 5.1 Einleitung

Die genaue Erfassung von Baum- und Bestandeshöhen ist von zentraler Bedeutung für die Charakterisierung der Wälder im Rahmen von Waldinventuren. Bereits mit dieser Größe lassen sich relativ gute Abschätzungen des Holzvorrates oder der Biomasse vornehmen. Schon EICHHORN (1904) stellt fest, dass „zwei Bestände unabhängig von der Bonität das gleiche Volumen haben, wenn ihre Mittelhöhe übereinstimmt. Eine genaue Abbildung von Boden- und Bestandesoberfläche zur Bestandeshöhenermittlung ist damit eine wesentliche Voraussetzung, um Fernerkundungssensoren erfolgreich für forst- und naturschutzfachliche Fragestellungen in Wäldern einsetzen zu können.

Dabei spielt das Bodenmodell eine sehr wichtige Rolle. Erst durch das DTM als Bezugsoberfläche lassen sich weitere Analysen durchführen. Ein genaues DTM ist damit die Grundlage für viele weiterführende Auswertungen. Je nach Anwendung bestehen dabei unterschiedliche Genauigkeitsanforderungen. Wenn nur Bestandeshöhen ermittelt werden sollen, sind die Anforderungen geringer, als wenn die Höhe von einzelnen Bäumen bestimmt werden soll. Auch reicht ein grobes DTM aus, um den vertikalen Bestandaufbau zu charakterisieren. Bei der Zielstellung, auch kleine Verjüngung zu erkennen, ist hingegen eine sehr hohe Genauigkeit erforderlich. Bei der Bestimmung des Oberflächenmodells soll die Waldoberfläche möglichst genau abgebildet werden. Am besten sind hierzu Verfahren geeignet, die möglichst wenig in das Kronendach eindringen, sondern direkt die Grenze zwischen Baum und Atmosphäre erkennen. Deshalb spielt hier auch die räumliche Auflösung eine wichtige Rolle. Ist sie sehr fein, kann diese Grenzlinie relativ genau abgebildet werden, ist sie sehr grob, kann es zu lokalen Über- oder Unterschätzungen der Höhe kommen.

Zwischen Wald und der elektromagnetischen Strahlung bestehen in Abhängigkeit von der Wellenlänge die unterschiedlichsten Wechselwirkungen:

Wellenlängen aus dem optischen Bereich werden bereits im Kronenbereich absorbiert. Hier finden die Wechselwirkungen auf Molekülebene (Wasser, Zellpigmente) statt, so dass sie Rückschlüsse auf Blattchemie, -struktur und -zustand erlauben (HILDEBRAND 1996). Damit können optische Daten beispielsweise zur Untersuchung der Vitalität oder des Wassergehaltes der Vegetation verwendet werden. Da die meiste Strahlung von der Blattoberfläche reflektiert oder absorbiert wird, dringt sie kaum bis zu den tiefer gelegenen Vegetationsschichten vor. Deshalb eignen sich optische Daten auch nicht besonders gut für die direkte Schätzung von Bestandeshöhe und Holzvorrat in vorratsreichen Wäldern. Bestätigt wird diese Überlegung von HYYPPÄ et al. (2000), die beim Vergleich mehrerer optischer Sensoren für die Schätzung von Bestandeshöhe und Holzvorrat einen Fehler von 40 bzw. 50 % ermitteln. Dabei kommt es in Bereichen mit geringen Holzvorräten zu einer Über- und in Bereichen mit hohen Holzvorräten zu einer Überschätzung der tatsächlichen Werte (REESE ET AL. 2003).

Eine Alternative besteht jedoch in der Verwendung von Stereobildern, die sich zu etwa 60 % überlappen. Damit ist es möglich, basierend auf dem Prinzip der Bestimmung des Höhenunterschieds aus Parallaxenmessung, 3D-Informationen über die Waldoberfläche zu sammeln (ALBERTS 2001). Dies kann zum einen manuell mit einem Spiegelstereoskop oder einer Stereoworkstation und zum anderen automatisiert mit Algorithmen der Bildzuordnung erfolgen, wie z. B. Match-T. Stereobildmessung kann in Waldgebieten jedoch nur sehr eingeschränkt zur Ableitung der Bodenoberfläche eingesetzt werden, beispielsweise wenn die Messungen in Blößen oder größeren Lücken zwischen den Bäumen erfolgen. Darüber hinaus bedeuten die stereoskopischen Auswertungen einen sehr hohen manuellen Aufwand. Die

automatisierten Verfahren zur DTM-Generierung führen nur in sehr lichten Wäldern, wo die Mehrzahl der Höhenpunkte aus der Bildzuordnung am Boden zu finden ist, zu befriedigenden Ergebnissen. In geschlossenen Beständen können nicht genügend Punkte am Boden gefunden werden, so dass kein DTM abgeleitet werden kann (BAUERHANSEL 2004). Damit lassen sich aus Luftbildern über Waldgebieten nur Ergebnisse für die Bestandesoberfläche und nicht für die Bodenoberfläche erzielen.

Radarwellen hingegen dringen durch das Kronendach und werden von Baum- und Bodenstrukturen zurückgestreut. Deshalb erlauben Radardaten eher Rückschlüsse auf strukturelle Parameter wie Biomasse und Höhe (METTE et al. 2003, LILLESAND und KIEFER 1999). Dabei besteht ein Zusammenhang zwischen Wellenlänge und Eindringtiefe in die Vegetation. Während das X-Band bereits von Blättern und kleinen Ästen an der Oberfläche gestreut wird, dringt das L-Band tiefer in den Bestand ein, so dass Volumenstreuung eine größere Rolle spielt (Abbildung 14). Da einige Impulse auch bis zum Boden vordringen, kommt es dort zu einer Oberflächenstreuung. Das P-Band wiederum weist die größte Eindringtiefe auf, so dass vor allem Volumenstreuung und Streuung an der Bodenoberfläche stattfindet (WARING et al. 1995).

Da zwischen Rückstreuintensität und Biomasse ein linearer Zusammenhang besteht, kann die Biomasse über eine Regression aus der Rückstreuintensität geschätzt werden (HUSSIN et al. 1991). Dabei besteht jedoch das Problem, dass beim P-Band ab einer Biomasse von 200 Tonnen je Hektar ein Sättigungspunkt erreicht wird (DOBSON et al. 1992). Nur mit dem schwedischen CARABAS-System, das mit sehr langen Wellenlängen (VHF) von 3,3 bis 15 m arbeitet, konnte bis zu einem Holzvolumen von 1000 m<sup>3</sup>/ha kein Sättigungspunkt nachgewiesen werden. Bestände mit höherem Holzvolumen wurden noch nicht untersucht (FRANSSON et al. 2000).

Deshalb wurde in den letzten Jahren versucht, eine alternative Methode zur Biomassenschätzung aus Radardaten zu entwickeln. Im Focus der Untersuchungen steht die Verwendung von interferometrischem SAR (s. Abschnitt 4.2.3.4), das mit verschiedenen Eigenschaften, wie multiplen Basislinien, verschiedenen Polarisationen und verschiedenen Frequenzen aufgezeichnet werden kann (TREUHAFT und SIQUEIRA 2000, NEEF et al. 2005).

Zur Bestimmung der Bestandeshöhe wurden Polimetrie und Interferometrie in einem kohärenten System kombiniert, das als polarimetrische SAR-Interferometrie (=Pol-InSAR) bezeichnet wird. Dabei lassen sich durch Interferometrie die Höhe der Rückstreuzentren im Wald bestimmen und über die verschiedenen Polarisationen die unterschiedlichen Streuprozesse trennen (Oberflächenstreuung, Volumenstreuung, Bodenstreuung (PAPATHANASSIOU und CLOUDE 2001, PAPATHANASSIOU et al. 1999, CLOUDE und PAPATHANASSIOU 1998)). Auf dieser Basis wurde am Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt ein sog. Random Volume over Ground Modell (RVoG) entwickelt, aus dem die Bestandeshöhe direkt aus Daten des L-Bandes abgeleitet werden kann. Um von der Bestandeshöhe auf die Biomasse schätzen zu können, wurde schließlich eine Höhe-Biomasse-Allometrie auf Basis von Ertragstafelwerten abgeleitet (METTE 2003b). Darüber hinaus sollte geprüft werden, inwieweit sich die Bestandeshöhe durch Kombination eines X-Band-Oberflächenmodells und eines Laserscanning-Bodenmodells abbilden lässt und welche Ergebnisse für die Bestandeshöhenbestimmung durch eine Kombination von X-Band-DSM und P-Band-DTM erreicht werden können.

Auch Laserscanning ist als aktives Verfahren dazu in der Lage, die Bestandesoberfläche zu durchdringen. Allerdings ist diese Fähigkeit im Sommer durch die hohe Absorption von



Laubbaumblättern im nahen Infrarot stark eingeschränkt. Dadurch ist die Bestimmung eines DTM im Sommer mit Schwierigkeiten behaftet. Im Winter wiederum sind die Bedingungen zur Bodenmodellierung sehr günstig. Allerdings ist es in dieser Jahreszeit schwierig, ein genaues Oberflächenmodell über Laubwaldbereichen abzuleiten, da die Laserstrahlen unterschiedlich weit in die Krone eindringen und deshalb die Baumhöhen unterschätzen. Je nach eingesetztem System wird nur die erste (First Pulse) und letzte Reflexion (Last Pulse) des Laserimpulses, mehrere Reflexionen oder der gesamte Signalverlauf aufgezeichnet. Die Berechnung des Bodenmodells erfolgt anschließend aus den Last Pulse- und die des Oberflächenmodells aus den First-Pulse-Daten.

Die Biomassenschätzung ist mit Laserscanningdaten beispielsweise auch über die oben beschriebene Allometrie zwischen Höhe und Biomasse möglich. Da die räumliche Auflösung von Laserscanningdaten normalerweise besser ist als die von InSAR-Daten (ANDERSON et al. 2005), können hier auch andere Verfahren zur Biomassenschätzung angewendet werden. Mit Laserscanningdaten bietet sich ein Ansatz auf Einzelbaumebene (s. Abschnitt 6) oder ein statistisches Verfahren auf Rasterzellenbasis (s. Abschnitt 7.2) an. Aber auch bei diesen Ansätzen spielt die genaue Bestimmung der Höhe eine zentrale Rolle. Unter optimalen Bedingungen haben Lasersysteme eine sehr gute Höhenmessgenauigkeit. So können bei leicht einzusehenden, unbewachsenen Oberflächen wie Straßen oder Tennisplätzen Genauigkeiten von unter 15 cm in der Höhe und 30 cm in der Lage erreicht werden. Dabei setzt sich dieser Fehler aus Messungenauigkeit der einzelnen Sensoren GPS, INS und Laserrangefinder zusammen (CROMBAGHS et al. 2002).

Aufgrund der zentralen Bedeutung für forstliche Fragestellungen soll in diesem Abschnitt die Eignung von Laserscanning, interferometrischem Radar und digitalen Bildern zur Erfassung von Boden- und Bestandesoberfläche untersucht werden. Dabei war es das Ziel, die folgenden Fragen zu beantworten:

In welchem Genauigkeitsbereich liegen die Boden- und Oberflächenmodelle, die aus den verschiedenen Sensoren abgeleitet werden können?

Hat die Hangneigung einen Einfluss auf die Ergebnisse?

Wirken sich Baumartenzusammensetzung, Bestandesdichte und –höhe auf die Genauigkeit der Modelle aus und wie groß ist die Bedeutung dieser Parameter?

Wie groß sind die Unterschiede zwischen einer Befliegung im Sommer und Winter?

## **5.2 Erfassung der Bodenoberfläche**

### **5.2.1 Laserscanning**

#### **5.2.1.1 Einleitung**

In der letzten Dekade hat sich Laserscanning als ein Verfahren zur genauen und effizienten Generierung von Bodenmodellen entwickelt. Dabei wird das DTM durch Filterung aus den Rohdaten der Laserscanningbefliegung gewonnen. Ziel der Filterung ist es, zwischen Boden- und Nicht-Bodenpunkten zu trennen (PFEIFER 2003). Aus den klassifizierten Punkten wird anschließend ein Raster oder ein TIN berechnet. Lücken im Raster können dann durch Interpolation geschlossen werden. Da für die einzelnen Punkte nicht bekannt ist, ob sie von der Bodenoberfläche oder beispielsweise von der Vegetation reflektiert wurden, mußten

statistische Methoden zur Filterung der Punktdaten entwickelt werden, die die räumlichen Beziehungen zwischen den Messwerten für die Klassifizierung nutzen (WAGNER et al. 2004). Um dieses Problem zu lösen, wurden von Photogrammetern in den letzten Jahren die verschiedensten Filterstrategien entwickelt:

Bei der morphologischen Filterung werden die Lasermesswerte je nach Abstand zu einer Bezugsfläche in Boden- und Vegetationsmesswerte unterteilt und das DTM durch eine Ausgleichung bestimmt (VOSELNANN 2000, HUG und WEHR 1997, KILIAN et al. 1996).

Das Verfahren der Interpolation nach kleinsten Quadraten ist weitgehend frei von fehlerhaften Einflüssen durch Messfehler oder Vegetation, da die Messwerte mit wachsendem Abstand zur Bezugsfläche aufgrund einer statistischen Fehlerverteilung nicht zur DTM-Erstellung herangezogen werden (KRAUS und PFEIFER 1998, PFEIFER et al. 1998).

Auch neigungsbasierende Verfahren wurden in den letzten Jahren entwickelt. Bei diesen Verfahren werden Messpunkte nur als Bodenpunkte akzeptiert, wenn der Höhenunterschied zu ihren Nachbarknoten nicht signifikant ist (VOSELNANN und MAAS 2001). Zu dieser Kategorie gehört auch die von AXELSSON (2000) entwickelte TIN-Verdichtung. Dabei wird zunächst ein grobes TIN auf Basis benachbarter Minima erstellt und anschließend immer weiter verdichtet. Dazu werden dem TIN in jeder Iteration neue Punkte zugeführt, wenn sie innerhalb bestimmter Schwellenwerte für Entfernung und Winkel liegen.

Ein weiteres Verfahren, das jedoch nur geometrische Kriterien besitzt, ist die konvex-konkave Hülle. Hierbei beschreiben die tiefsten Messwerte das gesuchte DTM, dessen Oberfläche durch Einführung von Abstandskriterien unter Beachtung weiterer Messwerte verfeinert wird. Dieses Verfahren wurde auch zur Filterung des vorliegenden Bodenmodells eingesetzt. (HANSEN und VÖGTLE 1999).

Der Algorithmus von ELMQUIST (2000), der in dieser Studie im Rahmen der Einzelbaumerkennung eingesetzt wurde (s. Abschnitt 6.4), wendet einen „Active Contour Spline“ in einem zweidimensionalen Bild an. Das Modell verhält sich wie eine Membran, die von unten an die Lasermesswerte herangeführt wird. Die Art und Weise, wie diese Membran angepasst wird, kann durch interne und externe Kräfte gesteuert werden.

Detaillierte Informationen zu den Filterstrategien finden sich in SIDTHOLE und VOSELNANN (2004).

Während Lasersysteme in vegetationsfreien Bereichen sehr hohe Punktdichten erreichen können, wird die Bodenabdeckung in bewaldeten Bereichen stark von der Dichte und Art der Vegetation sowie der Jahreszeit der Befliegung beeinflusst. Insbesondere die Schattbaumart Buche zeigt im Sommer eine starke Abschirmung der Laserimpulse (HEURICH 2005). Dieser Effekt sollte sich wiederum auf die Genauigkeit des abgeleiteten Bodenmodells auswirken. Ziel der folgenden Untersuchung ist es deshalb zu überprüfen, wie sich unterschiedliche Waldstrukturen auf das Bodenmodell auswirken und ob die Genauigkeit des aus Laserscanning abgeleiteten Bodenmodells für forstliche Fragestellungen wie die Baumhöhenbestimmung ausreichend ist.

### **5.2.1.2 Methodisches Vorgehen**

Durch den Vergleich mit im Gelände bestimmten Referenzpunkten auf der Bodenoberfläche sollte untersucht werden, wie gut die Bodenoberfläche durch die digitalen Bodenmodelle wiedergegeben wird. Hierzu standen für die Testgebiete B und C sowohl ein Winter-DTM als auch ein Sommer-DTM und für die Testgebiete D und E nur ein Winter-DTM zur Verfügung.

Die vorliegenden binären Rasterdaten wurden zunächst mit einem Konverter auf DOS-Basis der Firma TopoSys in ASCII-Dateien umgewandelt. Anschließend wurden die Koordinatenbereiche aller Referenzflächen innerhalb der zugehörigen Kacheln ausgeschnitten. Damit stand für jede Referenzfläche ein eigenes DTM zur Verfügung.

Um einen Höhenvergleich zwischen den Referenzkoordinaten und den korrespondierenden Punkten im DTM zu ermöglichen, wurden die terrestrisch bestimmten Referenzkoordinaten durch eine bilineare Interpolation bestimmt. Bei diesem Verfahren wird der Höhenwert des gesuchten Punktes durch lineare Interpolation zwischen den vier direkt benachbarten Höhenwerten des DTM berechnet. Dabei wird die Höhe jedes Gitterpunktes mit der Höhe der gegenüberliegenden Rechteckfläche gewichtet (Abbildung 20).

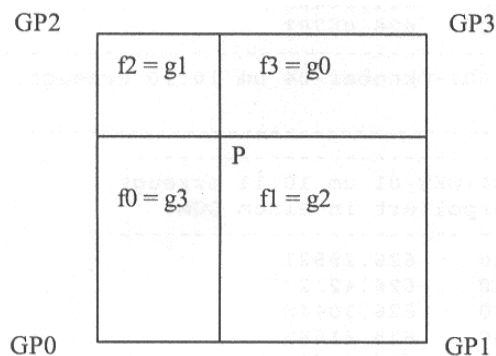


Abbildung 20: Prinzip der bilinearen Interpolation.

Im nächsten Schritt wurden die Höhendifferenzen zwischen jedem Bodenmodell und den dazugehörigen Referenzpunkten berechnet. Dabei bedeutet ein positiver Wert, dass sich das Bodenmodell über dem wahren Gelände befindet und ein negativer Wert, dass es darunter verläuft. Die Genauigkeit des Bodenmodells einer Referenzfläche wurde mit Hilfe der folgenden statistischen Größen interpretiert:

### Arithmetischer Mittelwert der Höhendifferenzen

$$dH_{\text{Mittel}} = \frac{\sum_{i=1}^n (H_{DTM,i} - H_{Ref,i})}{n} = \frac{\sum_{i=1}^n dH_i}{n} \quad \text{Gleichung 8}$$

### RMS-Fehler der Höhendifferenzen

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (H_{DTM,i} - H_{Ref,i})^2}{n}} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n dH_i^2}{n}} \quad \text{Gleichung 9}$$

### Standardabweichung der Höhendifferenzen

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (dH_{DTM,i} - H_{REF,i}) - dH_{\text{mittel}})^2}{n}} \quad \text{Gleichung 10}$$

n = Anzahl der Referenzpunkte

Neben dem arithmetischen Mittel und dem RMS-Fehler wird zusätzlich auch die Standardabweichung der Höhendifferenzen berechnet. Dazu werden die jeweiligen Differenzen

zwischen Referenzpunkt und DTM-Punkt um den Mittelwert aller Höhenunterschiede einer Referenzfläche reduziert. Dadurch wird erreicht, dass äußere Einflüsse durch mögliche systematische sowie konstante Fehler bei der Lage- und Höheneinpassung oder innerhalb der GPS-Messungen weitgehend eliminiert werden. Es handelt sich also um eine Größe, welche die Streuung der Referenzpunkte um das Bodenmodell angibt, wenn diese nur noch vom Bestand auf der jeweiligen Fläche, der Punktdichte am Boden und der Rasterweite beeinflusst wird.

### 5.2.1.3 Ergebnisse

#### 5.2.1.3.1 Vergleich der Genauigkeit zwischen gemessenen und interpolierten Werten

Bei den Bodenmodellen ist zu berücksichtigen, dass nur ein Teil der Rasterpunkte direkt aus den Lasermesswerten bestimmt werden konnte. Dazwischen befinden sich Lücken im DTM, die durch eine ungleichmäßige Abdeckung mit Lasermesswerten in Bodennähe verursacht sind. Dafür kommen im Wesentlichen zwei Ursachen in Betracht: Zum einen kann die schlechte Abdeckung des Gebietes durch Unregelmäßigkeiten in der Befliegung bedingt sein, zum anderen kann auch der Bewuchs eine wichtige Rolle spielen, da dichte Vegetation verhindert, dass die Laserstrahlen bis zur Bodenoberfläche vordringen.

Fläche	gemessene Rasterpkt. [%]	interpoliertes DTM			Lücken-DTM			Differenzbetrag		
		Mittel	RMSE	Stabw	Mittel	RMSE	Stabw	Mittel	RMSE	Stabw
7	74.0	-0.36	0.58	0.45	-0.43	0.53	0.31	0.07	0.04	0.14
21	94.4	0.33	0.39	0.22	0.32	0.37	0.20	0.01	0.02	0.02
22	93.2	-0.14	0.24	0.20	-0.14	0.24	0.19	0.00	0.00	0.01
31	70.1	0.20	0.28	0.19	0.20	0.27	0.18	0.00	0.01	0.02
32	71.3	0.31	0.37	0.19	0.32	0.38	0.20	0.00	-0.01	-0.01
33	76.8	0.22	0.30	0.20	0.22	0.30	0.20	-0.01	0.00	0.00
34	71.1	0.15	0.27	0.22	0.20	0.33	0.26	-0.05	-0.06	-0.04
40	96.3	0.34	0.42	0.25	0.34	0.42	0.25	0.01	0.01	0.00
50	61.7	-0.11	0.17	0.13	-0.11	0.16	0.12	0.00	0.01	0.01
51	60.0	-0.08	0.15	0.12	-0.07	0.15	0.13	-0.01	-0.01	-0.01
52	62.0	0.04	0.20	0.20	0.04	0.17	0.17	0.00	0.03	0.03
53	50.2	0.06	0.23	0.22	0.01	0.17	0.17	0.04	0.06	0.06
55	33.9	0.09	0.37	0.35	0.18	0.29	0.22	-0.09	0.08	0.13
56	43.0	0.38	0.52	0.35	0.27	0.39	0.28	0.11	0.13	0.07
57	69.7	0.17	0.30	0.25	0.14	0.29	0.25	0.03	0.01	0.00
58	60.2	0.04	0.29	0.29	0.03	0.26	0.26	0.02	0.03	0.03
59	58.9	-0.15	0.24	0.19	-0.13	0.28	0.25	-0.03	-0.04	-0.06
60	98.4	-0.10	0.19	0.16	-0.11	0.19	0.16	0.00	0.00	0.00
61	96.1	-0.12	0.25	0.22	-0.11	0.25	0.22	-0.01	0.00	-0.01
63	92.9	-0.11	0.24	0.21	-0.10	0.22	0.19	-0.01	0.02	0.02
64	92.6	0.00	0.28	0.28	0.01	0.24	0.24	0.00	0.03	0.03
65	93.6	-0.18	0.21	0.11	-0.18	0.21	0.11	0.00	0.00	0.00
<b>Mittelwert</b>	<b>73.65</b>	<b>0.04</b>	<b>0.30</b>	<b>0.23</b>	<b>0.04</b>	<b>0.28</b>	<b>0.21</b>	<b>0.00</b>	<b>0.02</b>	<b>0.02</b>

Tabelle 23: Vergleich der Genauigkeit von Rasterzellen, für die tatsächlich Messungen vorliegen, mit den Rasterzellen, in denen die Höhenwerte interpoliert wurden. Gemessene Rasterpunkte: Anteil der Rasterzellen, in denen Messwerte vorliegen, interpoliertes DTM: Bodenmodell, in denen fehlende Werte interpoliert wurden, Lücken DTM: Bodenmodell in dem nur Messwerte vorliegen. Differenzbetrag: Differenz des entsprechenden Wertes zwischen Lücken-DTM und interpoliertem DTM. Mittel: Mittelwert, RMSE: Root Mean Square Error, Stabw: Standardabweichung der Höhendifferenzen.

Als vorläufiges Ergebnis der Bodenmodellierung erhält man deshalb zunächst ein DTM mit Lücken. Diese Lücken müssen anschließend mit einem Interpolationsalgorithmus geschlossen werden. Das heißt, die noch offenen Rasterzellen werden durch berechnete (geschätzte) Werte ergänzt. Um den Einfluss dieser Interpolation auf die Genauigkeit des Bodenmodells zu untersuchen, wurde zunächst überprüft, ob sich die Genauigkeit der gemessenen DTM-Punkte von interpolierten unterscheidet. Dazu wurden neben den interpolierten DTM's auch die Lücken-DTM's mit den im Gelände gemessenen Referenzpunkten verglichen. Die Untersuchungen wurden nur mit dem Winter-DTM durchgeführt.

Im Durchschnitt wurden bei der Winterbefliegung 74 % der Rasterpunkte direkt bestimmt. Allerdings schwankt dieser Wert stark in Abhängigkeit von der Baumartenzusammensetzung der Referenzfläche. Naturgemäß ist die Durchdringung in Laubwaldbeständen nach dem Laubabwurf sehr hoch, in Nadelwaldbeständen sind die Unterschiede zwischen Winter und Sommer weniger stark ausgeprägt. Dementsprechend schwanken auch die Werte für den Anteil direkt bestimmter Rasterzellen zwischen 33 % in einem Fichten-Tannen-Plenterbestand und 98% in einem Buchenbestand.

Als Ergebnis gibt es im Mittel aller Flächen praktisch keinen Genauigkeitsunterschied zwischen den direkt bestimmten und interpolierten DTM's. Die Differenzen auf den einzelnen Referenzflächen lassen keinen eindeutigen Trend erkennen und sind im Großen und Ganzen geringfügig. Damit führt die Interpolation also nicht zu einer geringeren Genauigkeit. Ein wichtiger Grund hierfür ist allerdings auch die sehr homogene Geländemorphologie des Nationalparkgebietes, in der es fast ausschließlich sanfte Übergänge und nur wenige Bruchkanten gibt. Für die Genauigkeit des DTM's ist es unter diesen Voraussetzungen nicht bedeutend, ob einige Rasterpunkte fehlen, ganz im Gegensatz zu einer Landschaft mit hoher Reliefenergie und vielen Geländeübergängen. Ein besonders gutes Beispiel hierfür ist die Fläche 54 Höllbachau. Obwohl wegen des ausgetriebenen Buchenlaubes nur zwei Rasterpunkte direkt bestimmt werden konnten, hielten sich die Abweichungen gegenüber den Referenzpunkten in engen Grenzen.

#### **5.2.1.3.2 Genauigkeit des interpolierten Bodenmodells auf den Referenzflächen**

Insgesamt ergibt sich eine gute Qualität der Bodenmodelle. Im Mittel aller Flächen liegt das Bodenmodell aus der Winterbefliegung etwa 3 cm über der im Gelände bestimmten Bodenoberfläche. Im Sommer ist die Differenz mit 8 cm etwas größer. Der durch die Vegetationsentfaltung ausgelöste Effekt, dass das Bodenmodell aus der Sommerbefliegung etwas über dem der Winterbefliegung liegt, wird in Abbildung 21 am Beispiel der Referenzfläche 32-Ebengfeichtet veranschaulicht.

Die mittlere Abweichung der untersuchten DTM's von den Referenzwerten liegt für die einzelnen Referenzflächen zwischen - 31 und + 38 cm. Nur auf zwei Referenzflächen (Windwurf Feistenhäng 08 und Windwurf Schönort 07) konnte eine höhere mittlere Abweichung festgestellt werden. Damit liegt die mittlere Abweichung im Winter bei 9 von 24 Referenzflächen über dem Toleranzwert, der für Laserscannerbefliegungen angegeben wird. Betroffen sind vor allem die Plenterwaldflächen 21 und 55, die Totholzflächen 31 - 34 und 40 sowie der Buchenjungbestand 54.

ID	N	Winter					Sommer				
		Mittel	RMSE	Stabw	Min	Max	Mittel	RMSE	Stabw	Min	Max
07	170	<b>-0.362</b>	0.577	0.450	-2.127	0.860	<b>-0.239</b>	0.463	0.396	-1.669	0.626
08	210	<b>0.560</b>	<b>0.883</b>	<b>0.682</b>	-1.280	<b>1.908</b>	<b>0.711</b>	<b>1.055</b>	<b>0.780</b>	-1.760	<b>2.533</b>
21	678	<b>0.330</b>	0.394	0.215	-0.558	1.174	<b>0.275</b>	0.371	0.249	-0.504	1.312
22	324	-0.138	0.240	0.196	-1.971	0.480	-0.001	0.268	0.268	-1.918	0.682
31	289	<b>0.198</b>	0.277	0.194	-0.541	0.756	<b>0.301</b>	0.374	0.222	-0.603	1.034
32	584	<b>0.314</b>	0.367	0.191	-0.684	1.030	<b>0.381</b>	0.427	0.192	-0.651	1.060
33	476	<b>0.216</b>	0.298	0.205	-0.440	1.220	<b>0.301</b>	0.363	0.203	-0.349	1.320
34	521	0.152	0.269	0.222	-0.652	1.263	<b>0.245</b>	0.328	0.218	-0.500	1.135
40	163	<b>0.344</b>	0.424	0.248	-0.377	1.221	<b>0.347</b>	0.447	0.281	-0.260	1.387
50	487	-0.109	0.167	0.126	-0.728	0.433	---	---	---	---	---
51	394	-0.082	0.147	0.122	-0.574	0.383	---	---	---	---	---
52	219	0.036	0.200	0.197	-0.818	0.775	---	---	---	---	---
53	276	0.058	0.230	0.223	-0.519	0.774	---	---	---	---	---
54	426	<b>-0.343</b>	0.390	0.186	-0.928	0.540	---	---	---	---	---
55	161	0.093	0.365	0.353	-0.739	1.082	---	---	---	---	---
56	142	<b>0.380</b>	0.517	0.351	-0.230	1.329	---	---	---	---	---
57	139	0.170	0.299	0.246	-0.566	1.198	---	---	---	---	---
58	178	0.045	0.293	0.290	-0.709	1.089	---	---	---	---	---
59	449	-0.151	0.242	0.189	<b>-2.667</b>	0.360	<b>-0.268</b>	0.323	0.180	<b>-2.742</b>	0.170
60	129	-0.103	0.190	0.159	-0.941	0.210	0.060	0.282	0.275	-0.961	0.639
61	151	-0.116	0.246	0.217	-0.526	1.019	0.118	0.308	0.285	-0.518	0.923
63	624	-0.113	0.241	0.213	-1.058	0.667	-0.025	0.585	0.585	-1.783	2.281
64	382	0.003	0.275	0.275	-1.452	0.708	-0.021	0.311	0.310	-1.484	1.105
65	293	-0.178	0.211	0.366	-0.906	0.092	<b>-0.310</b>	0.113	0.194	-0.938	0.493
<b>Mittelwert (ohne 8)</b>		<b>0.028</b>	<b>0.298</b>	<b>0.236</b>	<b>-0.900</b>	<b>0.811</b>	<b>0.083</b>	<b>0.355</b>	<b>0.276</b>	<b>-1.063</b>	<b>1.012</b>

Tabelle 24: Genauigkeit des Laser-DTM aus der Sommer- und Winterbefliegung im Vergleich zu den terrestrischen Messungen. N: Anzahl der Referenzmessungen, Mittel: Mittelwert, RMSE: Root Mean Square Error, Stabw: Standardabweichung, Max: größte positive Abweichung, Min: größte negative Abweichung.

Die Variabilität des Bodenmodells wird durch den RMS-Fehler beschrieben. Im Durchschnitt aller Flächen liegt der RMS-Fehler beim Winterbodenmodell bei 30 cm. Im Sommer ist er mit 36 cm nur geringfügig größer. Die gegenüber dem Wintermodell leicht höheren Mittelwerte und die etwas größere Variabilität sind vor allem auf die Bodenvegetation und die Laubbaumverjüngung zurückzuführen, die im Sommer zu einer Abschirmung der Bodenoberfläche führt. Während der RMSE auf den meisten Referenzflächen einen Wert von unter 50 cm aufweist, zeigt sich bei der Fläche 08-Feistenhäng ein Fehler von bis zu 100 cm. Eine größere Streuung der Referenzmessungen um das Bodenmodell wurde im Sommer auch bei der Referenzfläche 63 Gräben festgestellt und ist in Abbildung 21 dargestellt.

Die Standardabweichung ist hier eine noch aussagekräftigere Größe, da sie um einen eventuell vorliegenden systematischen Fehler korrigiert ist. Im Durchschnitt liegt sie bei 24 cm im Winter und 28 cm im Sommer. Noch wichtiger ist allerdings, dass bis auf die bereits oben erwähnten Referenzflächen 07 und 08 die Standardabweichung auf keiner Fläche mehr als 37cm beträgt.

Allerdings kann es in Einzelfällen auch zu weit höheren Differenzen kommen, wie die minimalen und maximalen Abweichungen der einzelnen Flächen zeigen. Während diese Abweichungen im Winter und im Sommer im Durchschnitt etwa einen Meter betragen, konnten in Ausnahmefällen Abweichungen von über 2,5 m festgestellt werden.

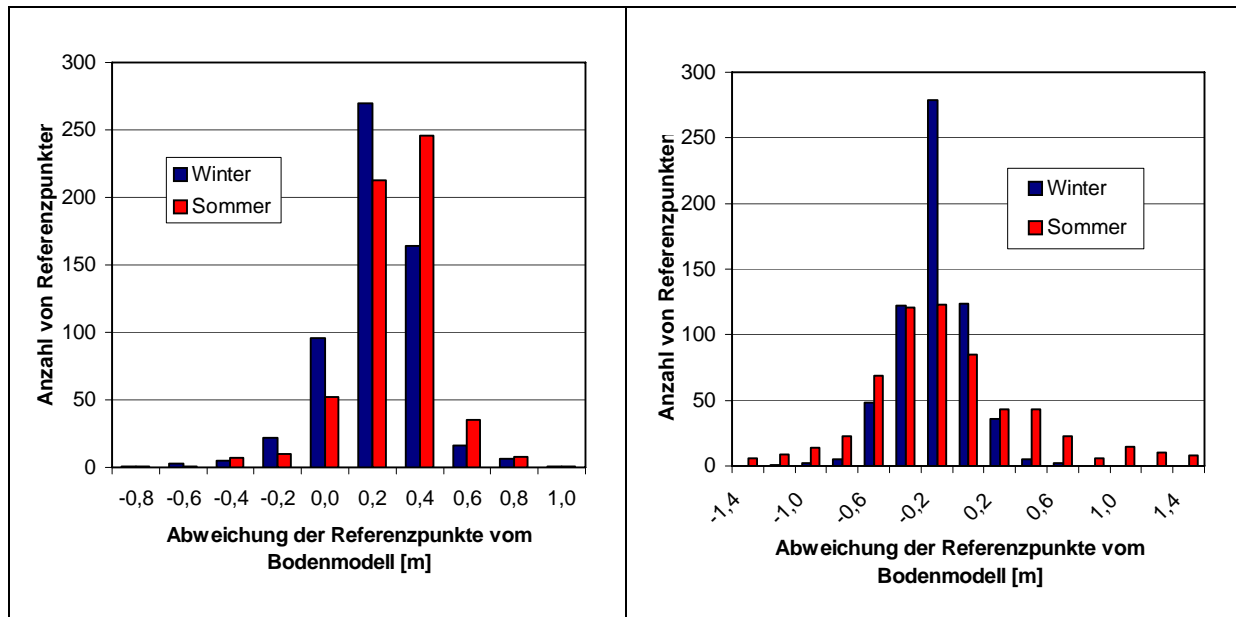


Abbildung 21: Häufigkeitsverteilung der Referenzpunkte um das Sommer- und Winterbodenmodell von Referenzfläche 32 Ebengfeicht 2 (links) und Referenzfläche 63 Gruben (rechts).

### 5.2.1.3.3 Genauigkeit in Abhängigkeit von Testgebiet, Jahreszeit und Baumart

Um zu untersuchen, wie sich die Baumartenzusammensetzung, der Befliegungszeitpunkt und die Einpassung der einzelnen Testgebiete auf die Genauigkeit des Bodenmodells auswirkt, wurden die Flächen in Probequadrate mit einer Ausdehnung von 10 x 10 m zerlegt. Hierbei wurden nur die Probequadrate berücksichtigt, die mehr als 10 Referenzpunkte enthielten.

Anschließend wurde für jedes Probequadrat der Mittelwert, der RMSE und die Standardabweichung der Höhendifferenzen zwischen DTM und Referenzpunkten berechnet.

Danach wurden die Probequadrate in die folgenden Klassen eingeteilt: Testgebiet B, Testgebiet C, Testgebiet D, Testgebiet E, Nadelwald, Laubwald, Mischwald, Sommerbefliegung, Winterbefliegung. Anschließend wurde für die Probequadrate jeder Klasse die Standardabweichung von Mittelwert, RMSE und Standardabweichung berechnet.

Die Einteilung nach Laubwald, Nadelwald und Mischwald erfolgte aufgrund der Grundflächenanteile der in den jeweiligen Probequadraten gemessenen Bäume. Dabei musste der Laub- und Nadelbaumanteil für die entsprechende Klasse jeweils über 90 % betragen. Die verbliebenen Probequadrate wurden als Mischwald klassifiziert.

$$\sigma(\text{mittel}) = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Pq_{\text{mittel},i} - \bar{P}q_{\text{mittel}})^2}}{n_{\text{mittel}}}$$

Gleichung 11

$$\sigma(\text{RMSE}) = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Pq_{\text{rmse},i} - \bar{P}q_{\text{rmse}})^2}}{n_{\text{RMSE}}}$$

Gleichung 12

$$\sigma(stabw) = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Pq_{stabw,i} - \bar{P}q_{stabw})^2}}{n_{stabw}}$$

Gleichung 13

Pq: Wert, der für das jeweilige Probequadrat berechnet wurde.

Insgesamt konnten 243 Probequadrante in die Berechnungen einbezogen werden. Davon lagen 57 im Testgebiet B, 95 im Testgebiet C, 47 im Testgebiet D und 35 im Testgebiet E. Vergleiche zwischen den Ergebnissen der Sommer- und Winterbefliegung konnten nur für die Testgebiete B und C durchgeführt werden, da nur für diese Bodenmodelle aus beiden Datensätzen vorlagen.

	N Probequadrante	Mittlere Abweichung	Stabw (mittel)	Stabw (RMSE)	Stabw (Stabw)
<b>B-Winter</b>	57	0.21	0.24	0.30	0.17
<b>B-Sommer</b>	57	0.28	0.31	0.36	0.18
<b>C-Winter</b>	95	-0.06	0.22	0.30	0.20
<b>C-Sommer</b>	95	-0.03	0.24	0.37	0.28
<b>D-Winter</b>	47	-0.03	0.10	0.19	0.16
<b>E-Winter</b>	35	0.14	0.24	0.36	0.26

Tabelle 25: Vergleich von Laserscanning-DTM und terrestrischen Messungen in den Testgebieten, differenziert nach Sommer- und Winterbefliegung.

Insgesamt konnten zwischen den Klassen für alle Parameter nur sehr geringe Unterschiede festgestellt werden. Während die Probequadrante im Testgebiet D und C im Mittel –3 bzw. –6 cm zu tief liegen, ist ihre Position im Gebiet E und B 14 bzw. 21 cm zu hoch. Die starke Abweichung im Testgebiet B lässt sich durch die großen Mengen von liegendem Totholz in den dortigen Referenzflächen erklären. Der erhöhte Wert im Gebiet E dürfte durch die dichte Verjüngung auf den Referenzflächen Haselau und Sallerhäng zu erklären sein. Die Abweichungen der anderen Referenzgebiete liegen im Bereich der Einpassgenauigkeit der Laserscanningdaten.

Der RMS-Fehler der Mittelwerte liegt in einem Bereich zwischen 10 und 31 cm. Zwischen den einzelnen Gebieten zeigen sich nur geringe Unterschiede. Dabei ist die Abweichung im Sommer etwas größer als im Winter. Bei einem Vergleich der arithmetischen Mittelwerte mit der Häufigkeitsverteilung der dazugehörigen Rohdaten lässt sich erkennen, dass sich der Wert sowohl im Winter als auch im Sommer tatsächlich aus einem relativ kleinen Bereich mit einer großen Punktdichte zusammensetzt. Deshalb lassen sich leicht eindeutige Maxima festlegen. Die positive Verschiebung der Rohdaten im Sommer lässt sich wohl vor allem auf den Austrieb der Verjüngung und der krautigen Vegetation zurückführen.

Auch zwischen den Varianten mit unterschiedlicher Baumartenmischung gibt es nur geringfügige Unterschiede. Alle Abweichungen liegen hier im Bereich der Einpasstoleranz. Unabhängig von der Baumartenmischung ergeben sich im Winter bessere Werte als im Sommer.



	N Probequadrate	Mittlere Abweichung	S (mittel)	S (RMS)	S (Stabw)
NDH-Winter	91	0.01	0.18	0.28	0.21
NDH-Sommer	13	0.07	0.27	0.36	0.24
LBH-Winter	57	-0.03	0.19	0.26	0.18
LBH-Sommer	57	0.01	0.25	0.33	0.24
Misch-Winter	157	-0.03	0.20	0.28	0.20
Misch-Sommer	20	0.00	0.26	0.47	0.39

Tabelle 26: Vergleich von Laser-DTM und terrestrischen Messungen in den Testgebieten, differenziert nach Baumartenklassen.

#### 5.2.1.4 Diskussion

Bei den registrierten Abweichungen zwischen Bodenreferenz und –modell stellt sich natürlich zunächst die Frage, ob die Fehler eventuell auch auf die Referenzdaten zurückgeführt werden können, schließlich sind hochgenaue Messungen im Wald sehr schwierig zu realisieren. GPS-Messungen können aufgrund der Signalabschirmung durch das Kronendach nicht im Bestand durchgeführt werden, so dass lange Polygonzüge zu den Referenzflächen notwendig wurden. Der weiche Untergrund und die z. T. schlechte Sicht haben diese Messungen sehr erschwert. Trotzdem wurden nur sehr geringe Abweichungen bei der Erfassung der Referenzkoordinaten festgestellt. Fehler innerhalb der GPS-Messungen können ebenfalls ausgeschlossen werden, da nicht nur die Einpassung in das bereits vorhandene Netz der Höhenpasspunkte keine größeren Residuen aufwies und auch die Doppelmessungen auf den Rohrmarken der jeweiligen Referenzfläche durch den räumigen Bewuchs keine Probleme bereitete. Auch die Einpassung der lokalen Geländeaufnahmen in das GPS-Netz konnte ohne nennenswerte Abweichungen durchgeführt werden. Für die Referenzmessungen kann deshalb von einer Genauigkeit von unter 5 cm ausgegangen werden. Anhand der Höhenprotokolle der beiden Befliegungen wird deutlich, dass auch die Einpassung der Laserscanningdaten durch die Firma TopoSys weder im Winter noch im Sommer größere Abweichungen aufweist (Tabelle 10 bis 14). Damit kann ausgeschlossen werden, dass die Fehler durch ungenaue Bodenmessungen oder durch eine schlechte Einpassung der Laserscanningdaten entstanden sind. Vielmehr können die beobachteten Abweichungen auf die Filterung des Bodenmodells bzw. auf den Einfluss der Waldbestände zurückgeführt werden. Eine Ausnahme bilden nur die Flächen 08 Feistenhäng und 07 Schönort. Hier können die Abweichungen auf Ungenauigkeiten bei den terrestrischen Messungen zurückgeführt werden. So wurde diese Fläche nur mit einem Theodoliten eingemessen, was in dem unübersichtlichen, sumpfigen Gelände bei einer Transektlänge von 280 bzw. 400 m zu größeren Abweichungen führte.

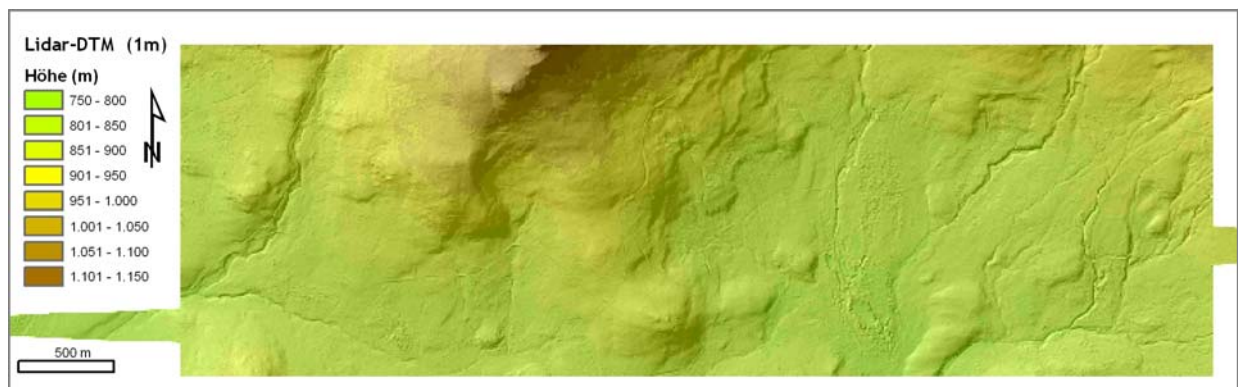


Abbildung 22: Bodenmodell des Testgebietes C (AULINGER 2004).

Die Ergebnisse der Auswertungen zeigen keinen gerichteten Fehler und erreichen mit einer Standardabweichung von im Durchschnitt 24 cm eine aus forstlicher Sicht sehr hohe Genauigkeit, die mit konventionellen Verfahren nicht bzw. nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand erreicht werden kann. KRZYTEK (2003) nutzte den gleichen Datensatz zum Testen eines auf Basis von finiten Elementen arbeitenden Filters und erzielte damit sehr ähnliche Ergebnisse wie in dieser Untersuchung. Damit liegen die Ergebnisse aus den Testgebieten auch im Rahmen von anderen Studien. So erzielten KRAUS und PFEIFER (1998) ebenfalls in bewaldeten Gebieten eine Genauigkeit von 25 cm. Auch HYYPPÄ et al. (2000) konnten in ihren finnischen Testgebieten einen Fehler von 22 cm nachweisen. Das stimmt auch gut mit den Ergebnissen von REUTEBUCH et al. (2003) überein, die in stark durchforsteten Beständen einen Fehler von 14 cm, in leicht durchforsteten Beständen von 18 cm und in nicht durchforsteten Beständen von 29 cm fanden. Auch HODGSON und BRESNAHAN (2004) erzielten in verschiedenen Landnutzungsklassen, die von einer Teerdecke über niedriges und hohes Gras bis zu Laub- und Nadelwald reichten, einen RMS Fehler zwischen 17 und 26 cm. Damit stimmen die Ergebnisse dieser Autoren sehr gut mit den Schlussfolgerungen von SITHOLE und VOSELMANN (2004) überein, die bei einem Test von 8 verschiedenen Filteralgorithmen gute Ergebnisse in Landschaften mit geringer Komplexität feststellen konnten. Nur in Gebieten mit komplexen Strukturen wie Städten oder in Bereichen mit abrupten Geländeübergängen sind ihrer Auffassung nach Verbesserungen der Filteralgorithmen nötig. Daraus kann geschlossen werden, dass für Waldanwendungen, unabhängig von der verwendeten Filterstrategie, ausreichend gute Ergebnisse erzielt werden können, wenn kein stark ausgeprägtes Mikrorelief vorkommt.

Allerdings haben verschiedene Waldstrukturen einen Einfluss auf die Genauigkeit des Bodenmodells:

Wie zu erwarten, war die Bodenabdeckung durch Messwerte in Laubwaldbeständen im Winter deutlich besser. Im Sommer verhindert die dichtere Belaubung eine höhere Abdeckung des Bodens mit Messwerten. Dies kann vor allem bei einem bewegten Geländeverlauf zur Unterschlagung von Geländeübergängen führen, da sehr viele Lücken im DTM durch Interpolation geschlossen werden müssen. Folge ist ein Glättung des Geländemodells. Allerdings sind die Genauigkeitsunterschiede zwischen Sommer- und Winterbefliegung in der vorliegenden Untersuchung sehr gering und können mit einer Abweichung von 5 cm aus forstlicher Sicht als vernachlässigbar gewertet werden. Auch HYYPPÄ et al. (2005) konnten für ihr finnisches Testgebiet die gleiche Abweichung zwischen Sommer- und Winterbefliegung nachweisen. Grund hierfür ist der weitgehend gleichmäßige Geländeverlauf im Nationalparkgebiet, der dazu führt, dass die Interpolation der nicht mit Messwerten abgedeckten Rasterzellen des DTM zufriedenstellende Ergebnisse liefert. In anderen Waldgebieten mit einem bewegteren Relief könnten die Unterschiede jedoch deutlicher ausfallen. Darauf deuten auch die Ergebnisse der Referenzfläche 63 Gruben hin, die sich durch einen sehr bewegten Geländeverlauf in Folge von historischer Bergbautätigkeit – hier wurde nach Gold gegraben - auszeichnet. Während der RMS-Fehler auf dieser Fläche im Winter bei 24 cm lag, erreicht er im Sommer 59 cm. Trotz gleicher Punktdichte bei beiden Befliegungen reichte die Bodenabdeckung im Sommer aufgrund der entfalteten Vegetation nicht mehr aus, um eine ähnliche Genauigkeit wie im Winter zu erreichen (Tabelle 26). Andere Untersuchungen berichten von stärkeren Abweichungen zwischen Sommer- und Winter-DTM. Aufgrund der geringeren Bodenabdeckung sind teilweise zu wenige Messwerte am Boden vorhanden, was zu Unter- und auch Überbestimmungen des tatsächlichen Geländeverlaufs führt. Insbesondere in steilem Gelände sind erhebliche Fehler die Folge (WAGNER et al. 2004). So stellten HYYPPÄ et al. 2005 fest, dass ab einer Neigung von 15° mit stärkeren Abweichungen gerechnet werden muss (HYYPPÄ et al. 2005).

Ein weiterer Einflussfaktor auf das Bodenmodell war das Vorhandensein von liegendem Totholz in den Beständen. Folge ist, dass das Bodenmodell in Beständen mit einem ausgeprägten Totholzvorkommen im Durchschnitt über der Geländeoberfläche verläuft. Dabei wird die Differenz zwischen Bodenmodell und dem tatsächlichen Geländeverlauf im Wesentlichen vom Durchmesser des liegenden Totholzes beeinflusst. Im Durchschnitt aller fünf Totholzflächen führte dies zu einer Verschiebung des Bodenmodells um + 25 cm. Dieser Effekt wird dadurch verursacht, dass ein großer Teil der Laserstrahlen bereits an der Oberfläche des liegenden Totholzes reflektiert wird, ohne bis zum eigentlichen Boden vorzudringen. Bei der Filterung des Bodenmodells aus der Punktwolke wird das Modell dann zwischen wahre Bodenoberfläche und der Oberfläche des liegenden Totholzes gesetzt und liegt deshalb gegenüber der wahren Geländeoberfläche zu hoch.

Ein weiterer Faktor, mit Einfluss auf das Bodenmodell, ist das Vorhandensein von sehr dichter Verjüngung. Wie die Referenzflächen 57 Sallerhäng und 55 Haselau zeigen, führt sehr dichte Naturverjüngung dazu, dass die Lage des Bodenmodells nach oben verschoben wird. Da ein großer Teil der Laserimpulse an der Oberseite der Verjüngung reflektiert wird, tritt der gleiche Effekt wie bei liegendem Totholz auf. Dadurch liegt das Bodenmodell leicht über der tatsächlichen Bodenoberfläche. Im Durchschnitt führt die dichte Verjüngung auf der Referenzfläche 55 Haselau zu einer Verschiebung des Bodenmodells um + 38 cm. Dieser Effekt ist in Abbildung 23 dargestellt.

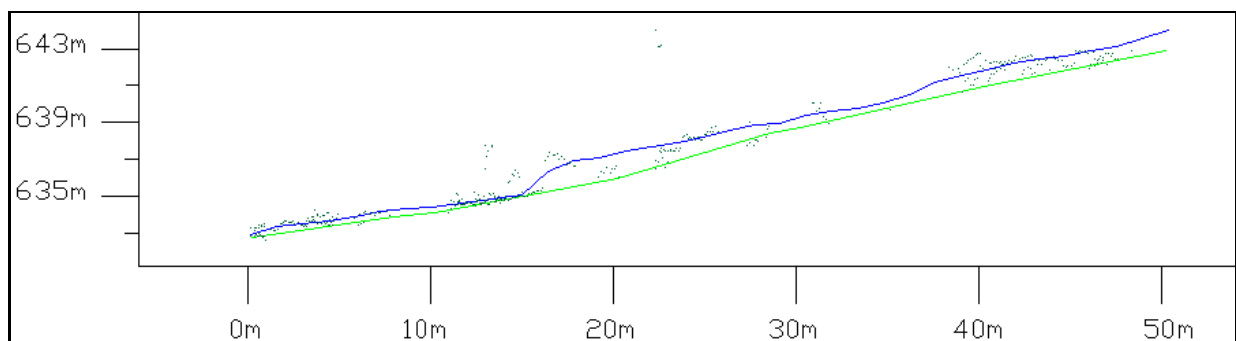


Abbildung 23: Abweichung des Bodenmodells (blau) vom realen Bodenverlauf (grün) wegen dichter Naturverjüngung bei der Referenzfläche 55-Haselau.

Damit ist das Bodenmodell aus der Winterbefliegung für weitere Anwendungen, wie die Generierung von Bestandesmodellen zur Baumhöhenbestimmung oder der Erfassung vertikaler Strukturen gut geeignet. Auch das Bodenmodell aus der Sommerbefliegung zeigt für die einfachen Verhältnisse eine ausreichende Genauigkeit. Zum Erkennen von kleiner Verjüngung wäre allerdings eine weitere Steigerung der Genauigkeit wünschenswert. Diese könnte durch Anpassung des Filters an die Vegetationsstruktur (Laub-/Nadelwald, Verjüngung) und durch eine höhere Messpunktdichte bei der Befliegung erreicht werden.

## 5.2.2 Interferometrisches Radar

Durch das Verfahren der Interferometrie lassen sich auch aus Radardaten Höheninformationen ableiten (s. Abschnitt 4.2.3.4). Für die Bodenmodellgenerierung außerhalb von Wäldern liegen hierzu einige Ergebnisse vor. So berichten HOFFMANN et al. (1999) von einer Genauigkeit für ein P-Band-Bodenmodell von 5 m, während SCHWÄBISCH und MOREIRA (1999) mit dem X-Band eine Genauigkeit von 0,2 m erreichten. Allerdings zeigen die Ergebnisse von HODGSON et al. (2003), dass über Waldgebieten mit dem X-Band nur sehr schlechte Ergebnisse erzielt werden können. Das war auch zu erwarten, da kurzweilige Signale bereits von Ästen und

Blättern reflektiert werden. Deshalb wurde das Modell aus dem X-Band im Folgenden nicht in die Evaluierung einbezogen. Besser geeignet für die Ableitung von Bodenmodellen scheinen Informationen des P-Bandes, da sie aufgrund ihrer größeren Wellenlänge weiter in den Waldbestand eindringen. Über die Genauigkeit von P-Band-Bodenmodellen in Waldgebieten ist bisher nur sehr wenig bekannt. Es liegt bislang nur eine Studie aus Nadelbaumbeständen im Nordwesten der USA vor (ANDERSEN et al. 2005) in der vergleichsweise gute Ergebnisse erzielt werden konnten. Für Laubwälder wurde die Genauigkeit des P-Band-DTM bislang noch nicht untersucht.

## 5.2.2.1 Methodisches Vorgehen

### 5.2.2.1.1 Generierung des DTM und Überlegungen zu dessen Evaluierung

Zur Generierung des DTM wurden die P-Band-Daten verwendet. Da die Auflösung des P-Band-DTM nur 5 m betrug, war es nicht möglich, die Evaluierung anhand der kleinen Referenzflächen durchzuführen. Aufgrund der hohen Genauigkeit des aus Laserdaten abgeleiteten DTM (siehe vorausgehenden Abschnitt), wurden deshalb Höhendaten aus der Laserscannerbefliegung als Referenzhöhen für den Vergleich mit Radardaten verwendet. Dabei wird das Laserscanner-DTM als die tatsächliche Bodenoberfläche angesehen. Durch Subtraktion des Laserscanner-DTM vom Radar-DTM werden die Abweichungen sichtbar und können analysiert werden.

Die Abweichungen von der Bodenoberfläche wurden anschließend auf mögliche Einflussfaktoren untersucht. Dies geschah mit Hilfe der Referenzbestände und der Inventurpunkte. Aufgrund des Streuverhaltens des P-Bandes konnte davon ausgegangen werden, dass insbesondere die Bestandesbiomasse und damit auch die Bestandeshöhe einen erheblichen Einfluss auf die Lage des P-Band-DTM haben sollte. Auch ein möglicher Einfluss der Topographie (Geländeneigung) wurde näher untersucht.

### 5.2.2.1.2 Herleitung einer Referenzhöhe aus Laserscanningdaten und Referenzflächen

Da das Laser-DCM als Referenzhöhe für die Auswertung der Radardaten dienen soll, wurde vorab die Übereinstimmung der Laser-Daten mit der Spitzenhöhe  $h_{100}$  untersucht. Ziel war es, mit Hilfe des Laser-DCM eine möglichst gute Annäherung an die tatsächliche Bestandeshöhe zu erreichen, so dass für jede beliebige Fläche im Gebiet C die Bestandeshöhe als Referenz zur Verfügung stand. Zur Berechnung dieser Referenzhöhe diente der einfache Ansatz, die Spitzenhöhe sei der Mittelwert der höchsten 10 % der Daten des jeweiligen Referenzbestandes.

Dieser Ansatz wurde daraufhin an 12 Referenzflächen (21, 22, 55, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 63, 64, 65) überprüft, in welchen die Spitzenhöhe in früheren Untersuchungen mittels Bodenmessung bestimmt wurde. Die Gegenüberstellung der Spitzenhöhe-Laser und der Spitzenhöhe aus Bodenmessung zeigt, dass mit diesem Ansatz eine gute Annäherung erreichbar ist ( $r^2 = 0,96$ ). Außer bei zwei Plenterbeständen wird bei allen Stadien die Höhe einheitlich um ca. 10 % unterschätzt.

Die aus Laserscanning abgeleiteten Bestandeshöhen der Referenzbestände müssen also um diesen Betrag korrigiert werden, damit sie die tatsächliche Bestandeshöhe repräsentieren. Somit gilt für die Berechnung der Spitzenhöhe in den Referenzbeständen:

$$h_{100, Laser} = \frac{Mean \left[ \sum_{n=1}^{Max-0,9Max} h_{i, Laser(1m)} \right]}{0,9} \quad \text{Gleichung 14}$$

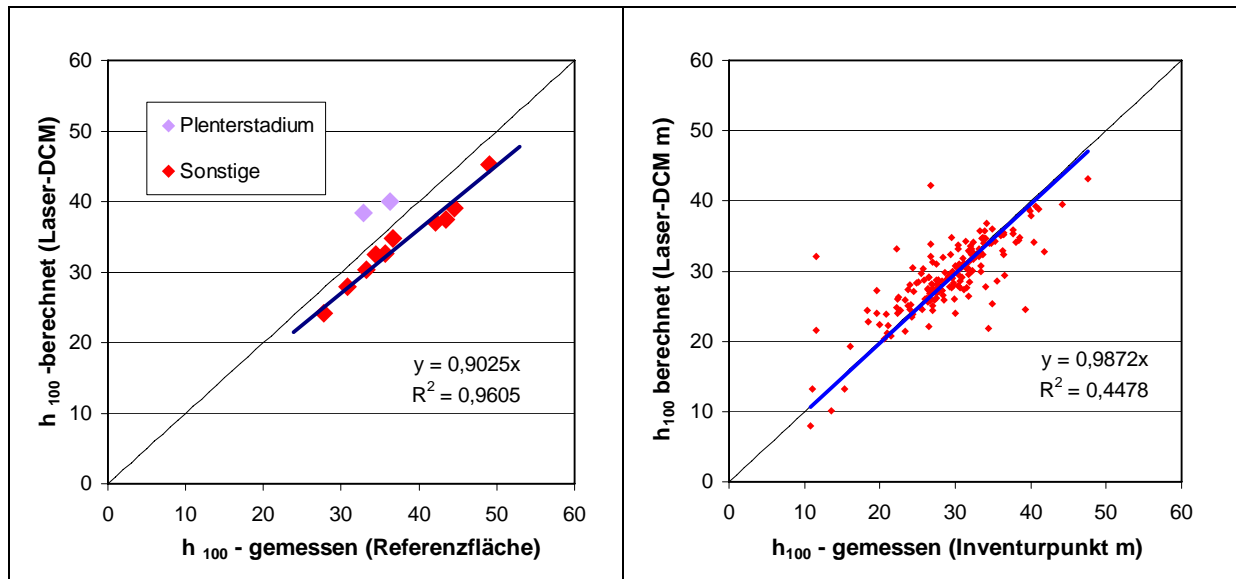


Abbildung 24: Zusammenhang zwischen der aus Laserscanningdaten hergeleiteten und der für Bodenreferenz gemessenen Spitzenhöhe. Rechts: Spitzenhöhe für 12 Referenzflächen. Links: Spitzenhöhe für 174 Inventurpunkte. Die schwarze Linie zeigt die 1:1 Beziehung, die blaue Linie den berechneten Trend.

Bei den Plenterbeständen ergaben sich größere Abweichungen. Die Spitzenhöhe wurde hier um bis zu 5 m überschätzt. Mit diesem Verfahren ist es also nicht möglich, eine aussagekräftige Spitzenhöhe für Plenterbestände zu bestimmen.

### 5.2.2.1.3 Berechnung der Spitzenhöhe aus Inventurdaten

Die Spitzenhöhe der Inventurpunkte wurde nach dem Verfahren berechnet, wie in METTE et al. (2004a) beschrieben. In die Berechnung gehen die Mittelhöhen aller Schichten ein, die mindestens 80 % der maximalen Mittelhöhe aller Schichten erreichen, im Folgenden bezeichnet als die  $h_{100}$ -Schichten. Die Spitzenhöhe wird aus dem biomassegewichteten Mittelwert der  $h_{100}$ -Schichten berechnet, wobei  $i$  den Index der  $h_{100}$ -Schichten und  $B$  die Biomasse angibt:

$$h_{100} = \frac{\sum_{i=1}^n (h_{mit,i} \cdot B_i)}{\sum_{i=1}^n B_i} \quad \text{Gleichung 15}$$

Die Biomasse bezieht sich auf die Derbholzbiomasse, das ist die Biomasse des nutzbaren Holzes mit einem Durchmesser größer 7 cm, und errechnet sich aus Volumen  $V$  und artspezifischer Holzdichte

$$B_i = V_i \cdot \text{Holzdichte}_i \quad \text{Gleichung 16}$$

Mit der Kenntnis der Spitzenhöhe an den Inventurpunkten ergibt sich der Vorteil, dass für das Testgebiet C nun eine große Anzahl an Flächen zur Verfügung steht, die verschiedene Charakteristika bezüglich der Waldstruktur aufweisen. Allerdings repräsentieren die Inventurpunkte keine ausgewählten homogenen Bestände, sind dafür aber annähernd gleichmäßig über das gesamte Gebiet verteilt. Mit 500 m<sup>2</sup> ist ihre Aufnahme­fläche wesentlich

kleiner als die der Referenzbestände. Es kann auch vorkommen, dass Inventurpunkte in inhomogenen Bereichen liegen und somit nicht repräsentativ für ihre Umgebung sind (s. Abbildung 128).

#### 5.2.2.1.4 Berechnung eines Dichtemaßes aus Inventurdaten

Zur Charakterisierung der Dichte wurde das Dichtemaß, das in METTE et al. (2004b) beschrieben wurde, verwendet. Die Autoren nehmen an, dass für einen gleichaltrigen Bestand unabhängig von der Baumart und den Standortbedingungen ein fester allometrischer Zusammenhang zwischen Spitzenhöhe und Biomasse besteht:

$$Biomasse_{erwartet} = 0,8 \cdot (h_{100})^{1,75} \quad \text{Gleichung 17}$$

Die Dichte wird als Verhältniszahl der erwarteten Biomasse zur real vorkommenden Biomasse berechnet:

$$Dichte = \frac{Biomasse_{real}}{Biomasse_{erwartet}} \quad \text{Gleichung 18}$$

Dieses Maß unterschätzt bei Beständen unter 7 cm BHD die echte Dichte, wenn als Biomasse-Referenz die Derbholzbiomasse benutzt wird.

Werte kleiner 1 charakterisieren eine geringe Dichte, Werte größer 1 eine hohe Dichte. Somit steht jetzt zwar keine absolute Maßzahl, aber eine relative Aussage über die Dichte in der Inventurfläche zur Verfügung.

#### 5.2.2.1.5 Herleitung einer Referenzhöhe aus Laserscanningdaten und Inventurpunkten

Die Berechnung der Spitzenhöhe auf den Inventurpunkten erfolgte nach dem gleichen Ansatz wie für die Referenzbestände als Mittelwert der höchsten 10 % der Daten (Gleichung 14). Zusätzlich wurden mit einem Schwellenwert nicht plausible Werte entfernt. Es wurden nur Inventurpunkte in die Auswertung einbezogen, deren Mittelwert der Laserhöhen mindestens 40 % der aus den Bodendaten berechneten Spitzenhöhe erreicht. Dadurch wurden Inventurpunkte entfernt, auf denen einzelne starke Bäume weit über die Oberschicht ragen und deshalb die Spitzenhöhe stark beeinflussen. Insgesamt gingen 174 Inventurpunkte in die Auswertung ein (Abbildung 24).

### 5.2.2.2 Ergebnisse

#### 5.2.2.2.1 Übersicht über die Differenzen zwischen P-Band-DTM und Laser-DTM in Testgebiet C

Karte 3 zeigt die Differenz zwischen P-Band-DTM und Laser-DTM für Testgebiet C. Die Werte streuen zwischen - 20 und + 30 m, d. h. das P-Band weicht um diesen Wertebereich von der Bodenoberfläche positiv oder negativ ab. Überlagert man diese Darstellung mit den Bestandesgrenzen, fällt ein deutlicher Zusammenhang auf, was eine Abhängigkeit von bestimmten Bestandestypen und damit Waldstrukturen vermuten lässt.

Besonders auffällig ist die NW-Ecke des Testgebietes, wo das P-Band-DTM generell um einen gewissen Betrag zu niedrig ist. Dies könnte auf einen Fehler während der Prozessierung



zurückzuführen sein. Wird beispielsweise die Flugbewegung des Flugzeugs während der Aufnahme ungenügend kompensiert (Motion-Kompensation-Fehler), kann sich bei der Interferogramm-Berechnung in der differentiellen Phase ein Fehler ergeben, da nach Abzug der „Flat-Earth“ ein Rest-Phasenfehler verbleibt. Dies wirkt sich dann besonders stark in Near-Range, also hier im Norden, aus.

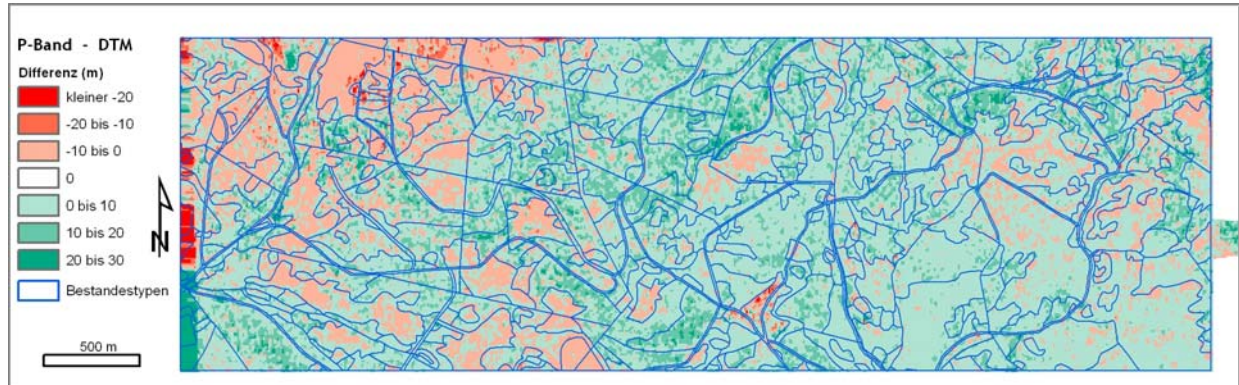


Abbildung 25: Abweichung zwischen P-Band- und Lidar-DTM in Abhängigkeit von den Bestandesgrenzen.

#### 5.2.2.2 Messgenauigkeit in den Referenzbeständen

In den einzelnen Referenzbeständen wurde der Mittelwert der Abweichungen berechnet und der Spitzenhöhe  $h_{100}$  gegenübergestellt (Abbildung 26). Dabei zeigt sich eine klare Abhängigkeit der Eindringtiefe der P-Bandwellen von der Bestandeshöhe. Ab einer Bestandeshöhe von ca. 20 m vermag das P-Band nicht mehr bis auf den Boden vorzudringen, sondern wird durch stärkere Baumstrukturen bereits vorher gestreut. Noch stärker wird der Effekt ab einer Bestandeshöhe von 30 m. Dabei besteht kein linearer Zusammenhang zwischen Eindringtiefe und Baumhöhe. Der Zusammenhang kann vielmehr mit der folgenden Potenzfunktion beschrieben werden:

$$y = 0,02 \cdot (x - 10)^{1,9} - 1$$

Gleichung 19

Zu sehen ist auch, dass die Eindringtiefe unabhängig von der Baumart ist. Zusätzlich scheint sich ein Offset des P-Band-Modells von ca. - 2 m gegenüber dem DTM zu zeigen. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass die Geokodierung des P-Bandes nur anhand eines Corner Reflektors durchgeführt werden konnte.

Zwei der drei Plenterstadien liegen in der NW-Ecke und sind somit durch den oben beschriebenen Fehler beeinflusst. Aber auch das andere Plenterstadium zeigt eine erhebliche Abweichung. Die drei Wiesenflächen weisen ebenfalls Abweichungen auf, sowohl in negativer als auch positiver Richtung. Dies liegt wahrscheinlich daran, dass im P-Band nur ein schwaches, verrauschtes Signal von diesen relativ glatten Oberflächen registriert werden kann.

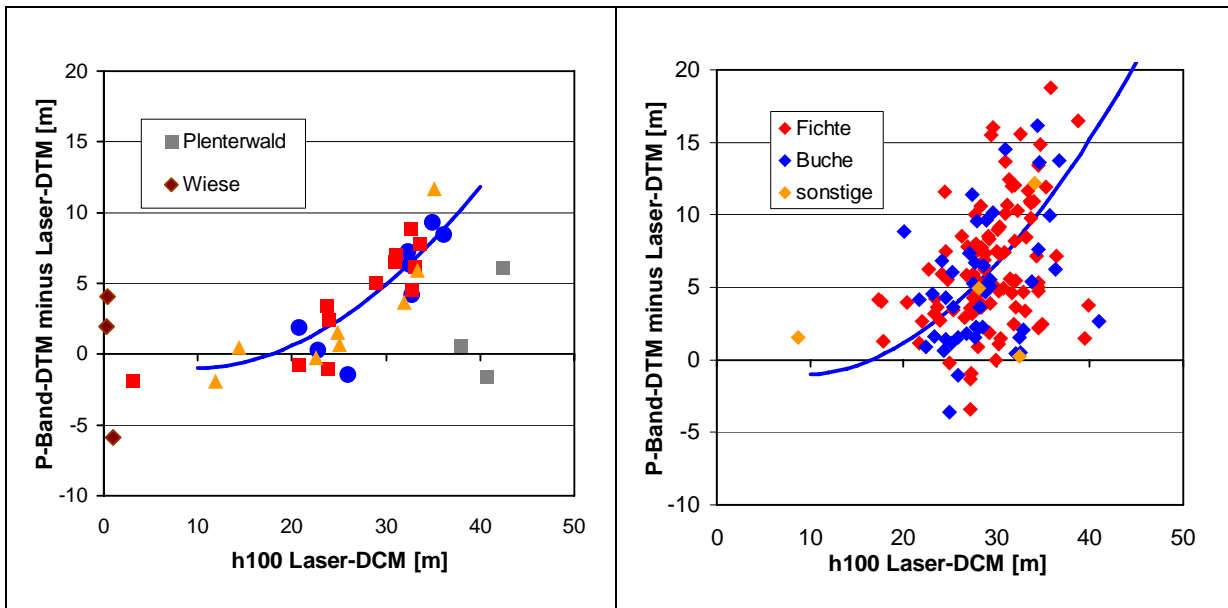


Abbildung 26: mittlere Abweichung von P-Band-DTM und Laser-DTM in Abhängigkeit von der Bestandeshöhe in den Referenzbeständen (links) und den Inventurpunkten (rechts). Blaue Linie: simulierter Trend.

Um einen möglichen Einfluss der Topographie feststellen zu können, wurde für jede Testfläche die mittlere Steigung in Blickrichtung des Radars, d. h. von Nord nach Süd, ermittelt und wiederum der mittleren Abweichung von P-Band-DTM und Laser-DTM gegenübergestellt (Abbildung 28). Vom Sensor abgewandte Hänge sind in diesem Fall durch eine positive Steigung gekennzeichnet. Hierbei ist für die einzelnen Bestandeshöhen-Klassen kein Zusammenhang von Abweichung und Geländesteigung erkennbar. Die vier Referenzflächen, die in der NW-Ecke des Testgebietes liegen, wurden von der Auswertung ausgeschlossen.

### 5.2.2.2.3 Messgenauigkeit an den Inventurpunkten

Abbildung 26 stellt der mittleren Abweichung zwischen P-Band-DTM und Laser-DTM an den Inventurpunkten die Bestandeshöhe aus den Laserdaten gegenüber. Auch hier wurden diejenigen Punkte herausgenommen, die in der NW-Ecke des Testgebietes C liegen. Deshalb wurden für die Auswertungen nur ca. 160 Inventurpunkte einbezogen.

Im Vergleich zu den Referenzbeständen fällt zunächst die starke Streuung der Einzelwerte auf. Trotzdem ist auch hier der Zusammenhang zwischen der Höhe des Streuzentrums und der Bestandeshöhe zu erkennen, auch wenn dieser nicht eindeutig quantifizierbar ist. Wird dennoch die gleiche Funktion zugrunde gelegt, wie sie für die Referenzbestände abgeleitet wurde, scheint diese den ungefähren Kurvenverlauf der Punkte wiederzugeben. Somit können wir annehmen, dass auch in den Inventurflächen ein ähnlicher Zusammenhang zwischen Bestandeshöhe und Eindringtiefe besteht. Wie bei den Referenzbeständen lässt sich auch hier kein Einfluss der Baumart feststellen.



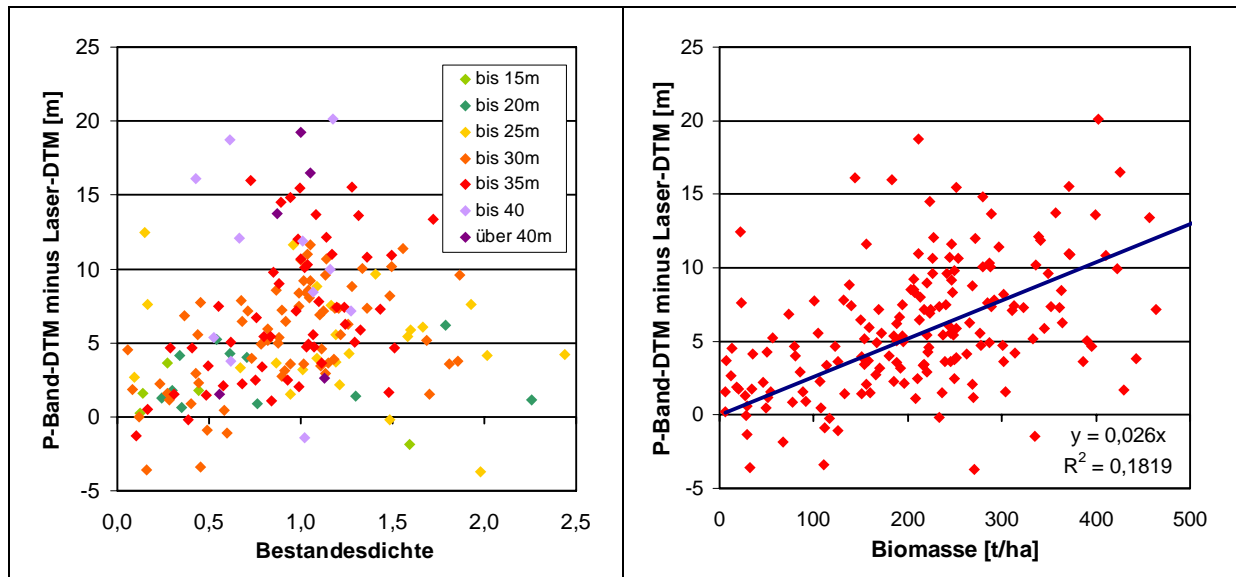


Abbildung 27: mittlere Abweichung zwischen P-Band-DEM und Laser-DTM in Abhängigkeit von der Bestandesdichte (links) und der Biomasse (rechts) an den Inventurpunkten.

Betrachten wir nun den Zusammenhang P-Band-DTM – Laser-DTM in Abhängigkeit von der (Derbholz-) Biomasse, so fällt auch hier eine recht große Streuung der Einzelwerte auf (Abbildung 27). Dennoch ist - wie erwartet - eine lineare Abhängigkeit erkennbar. Da bei der Berechnung der Biomasse erst Bäume ab einem BHD von 7 cm berücksichtigt werden, besitzt die Gerade keinen Schwellenwert, sondern steigt vom Ursprung aus an.

Wird zusätzlich die mittlere Abweichung und die Walddichte an den Inventurpunkten mit der Bestandeshöhe verglichen (Abbildung 27), kann Folgendes beobachtet werden: Bei Höhen bis 20 m zeigt sich keine Abhängigkeit von der Dichte (die Abweichungen liegen zwischen 0 und 6 m). Die Höhen bis 25 m streuen stark und es liegt ebenfalls kein Trend vor. Dagegen ist für Bestandeshöhen von 30 bis 35 m ein Trend erkennbar. Sowohl bei geringen Dichten ( $< 1$ ), als auch bei höheren Dichten ( $> 1$ ) ist eine niedrigere Abweichung zu sehen. Bei Dichten um 1 streut die Abweichung stark und nimmt auch hohe Werte ein. Dies lässt sich dadurch erklären, dass bei geringer Walddichte das P-Band auch in hohen Beständen durch die Lücken weiter hinunter zu dringen vermag. Auch mit der Dichte zeigt sich somit der Einfluss der Waldstruktur auf die Lage des P-Band-DEMs. Sehr hohe Dichten werden hier meist nur von jüngeren, enger stehenden Bäumen erreicht, die eine niedrigere Höhe haben. Höhen von 40 m und mehr werden im Testgebiet dagegen meist nur von Plenterbeständen erreicht. In diesen Beständen ist hier ebenfalls kein Trend zu erkennen.

Die Gegenüberstellung von Steigung und Abweichung des P-Band-DTM von der Bodentopographie lässt wie in den Referenzbeständen auf keinen Zusammenhang schließen. Auch hier wurde für jeden Inventurpunkt die mittlere Steigung berechnet und Punkte aus der NW-Ecke ausgeklammert (Abbildung 28).

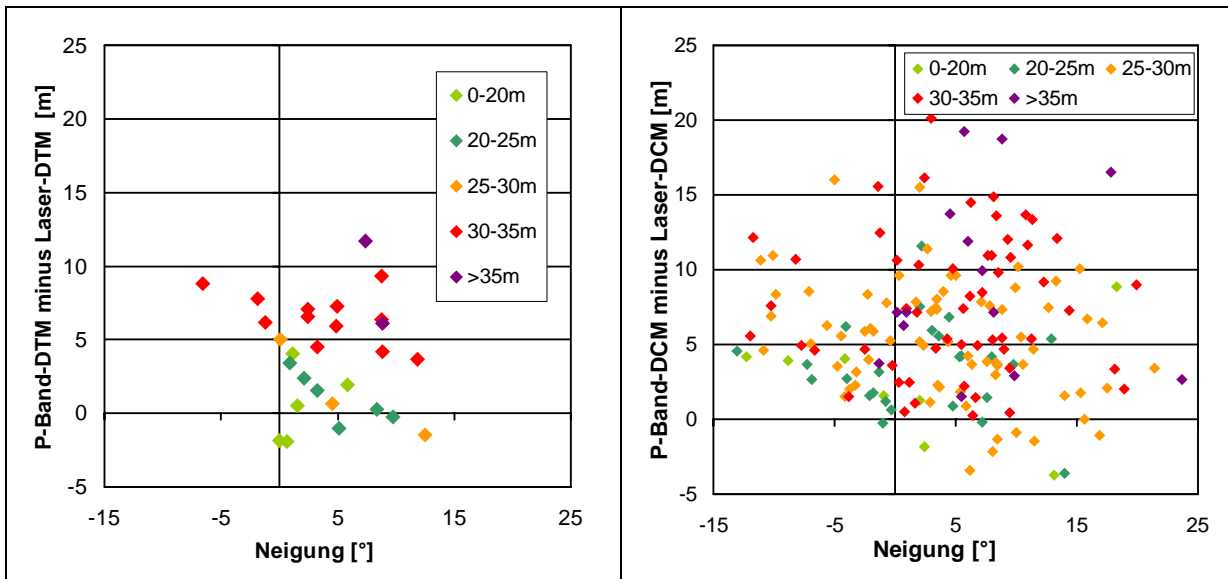


Abbildung 28: Vergleich der mittleren Abweichung zwischen P-Band-DTM und Laser-DTM in Abhängigkeit von der Geländeneigung an den Referenzbeständen (links) und den Inventurpunkten (rechts).

Abschließend lässt sich sagen, dass mit den Inventurpunkten die Abhängigkeit zwischen P-Band-DTM und Waldstrukturen aus der Analyse der Referenzbestände bestätigt werden kann, aber aufgrund der großen Streuung nicht exakt quantifizierbar ist.

### 5.2.2.3 Diskussion

Im Mittelpunkt der Untersuchung des P-Band-Höhenmodells stand die Frage, wie genau es die Bodenoberfläche unter Wald wiederzugeben vermag. Dazu wurde das P-Band-DTM mit dem Laser-DTM aus der Winterbefliegung verglichen.

Aufgrund der großen Wellenlänge des P-Bandes von 70 cm sind erst Objekte ab einer Größe von ca. 40 cm als Streuer relevant. Daher wird das Radarsignal nicht wie im X-Band schon durch kleine Zweige im Kronendach, sondern nur durch starke Baumstrukturen gestreut. Erst ab einer gewissen Dimension der Bäume ist daher von einer Verlagerung des Streuzentrums weg von der Bodenoberfläche auszugehen. Aufgrund dieser Überlegungen war eine Abhängigkeit der Lage des P-Band-DTM von den Baumdimensionen und damit der Bestandeshöhe zu erwarten.

Diese Erwartung konnte für die Referenzbestände bestätigt werden. Die Ergebnisse zeigen, dass die Höhe des P-Bandes stark von der Höhe bzw. der Biomasse des aufstockenden Waldbestandes abhängig ist. Eine nennenswerte Verlagerung findet allerdings erst ab einer Bestandeshöhe von ca. 20 - 30 m statt. Das lässt sich daraus erklären, dass mit zunehmender Baumhöhe auch die Baum- und Astdurchmesser ansteigen, so dass erst dann ausreichend große Streuer zur Verfügung stehen. Mit zunehmender Höhe nimmt die Streuung innerhalb von Kronenstrukturen zu, so dass sich das Phasenzentrum nach oben verlagert. Allerdings besteht kein linearer Zusammenhang zwischen Eindringtiefe (Ort des Streuzentrums) und Baumhöhe, sondern eine Beziehung in Form einer Potenzfunktion. Die Auswertung für die Inventurpunkte weist, wie erwartet, eine stärkere Streuung auf. Trotzdem können auch die dort erzielten Resultate im Wesentlichen als eine Bestätigung der Ergebnisse von den Referenzbeständen angesehen werden. Die Abhängigkeit des P-Band-Phasenzentrums von der Höhe/Biomasse des Waldes widerspricht den Studien von ANDERSEN et al. (2004), bei denen das DEM unabhängig vom Waldaufbau mit der Bodentopographie korreliert. ANDERSEN et al. (2005) konnten sogar

eine gewisse Unterbestimmung des Geländeverlaufs durch das P-Band-DTM nachweisen und das bei einer Oberhöhe von 47 m. Das würde bedeuten, dass dort keine wesentliche Interaktion vom P-Band-Wellen mit Strukturen im Kronenraum stattgefunden hat, bzw. die dihedrale Streuung von Boden und Stammfuß dominiert. Es ist denkbar, dass dieses Verhalten bei Verwendung optimaler Polarisation stärker betont wird.

Aufgrund theoretischer Überlegungen könnte auch die Neigung des Geländes einen Einfluss auf das P-Band-Geländemodell haben. Dabei sind im Wesentlichen die Zweifach-Reflexionen (dihedrale Streuung) an  $90^\circ$ -Winkeln, beispielsweise zwischen Boden und Stamm, von Bedeutung (Abbildung 29). Ab einer Steigung von ca.  $15^\circ$  wird das Radarsignal zunehmend vom Sensor weg gestreut, so dass dieser kein Signal empfängt. Gleichzeitig nimmt mit zunehmender Geländeneigung auch die Streuung am Boden direkt zum Sensor hin zu, so dass der vorherige Effekt zunehmend ausgeglichen wird (VAN ZYL 1993). Dies ist vermutlich auch der Grund dafür, dass bei den vorliegenden Untersuchungen kein Einfluss der Geländeneigung auf die Lage des Bodenmodells festgestellt werden konnte.

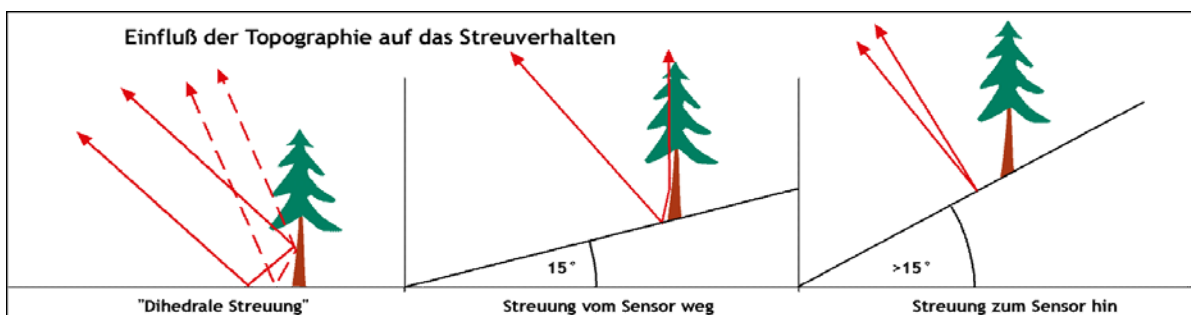


Abbildung 29: Einfluss der Topographie auf das Streuverhalten.

Schwerer zu erklären ist die Unterbestimmung auf den Flächen, auf denen keine oder nur kleine Bäume zu finden sind. Hier liegt das P-Band-DTM in einer Größenordnung von wenigen Metern unter dem Laser-DTM. Dies ist besonders in den Jugendstadien und über einem Latschenfeld der Fall. Vom P-Band ist bekannt, dass es aufgrund der großen Wellenlänge abhängig von der Bodenfeuchte einige Dezimeter bis Meter in den Boden eindringen kann (GRANDJEAN et al. 1999, HENDERSON und LEWIS 1998). Die interferometrischen Phasenzentren sollten bei den im Nationalpark vorkommenden Böden jedoch höchstens bis zu 0,5 m unterhalb der Bodenoberfläche liegen. Daher scheint eine Eindringtiefe von 2 - 3 m nicht realistisch zu sein. Da das P-Band-DTM nur an einem Höhenpasspunkt überprüft wurde, könnte die festgestellte Unterbestimmung auch auf einen systematischen Fehler bei der Datenprozessierung zurückzuführen sein, so dass das P-Band-DTM grundsätzlich um einige Meter in der Höhe versetzt liegt. Auch die Ergebnisse aus den Referenzbeständen und den Inventurpunkten unterstützen diese Vermutung.

Auf den Wiesenflächen sind jedoch Abweichungen von - 20 m und mehr festzustellen. Diese Differenz zum Laser-DTM kann unmöglich mit der Einpassung des Modells erklärt werden. Betrachtet man das Amplituden- und Kohärenzbild (Abbildung 30), so fallen die Wiesenflächen aufgrund ihrer dunklen Färbung auf. Das weist auf eine sehr geringe Rückstreuung im Amplitudenbild hin, was zu einer schlechten Kohärenz führt. Das hieraus resultierende starke Phasenrauschen führt dazu, dass keine korrekte interferometrische Höhe gebildet werden kann. Daher ist die hohe Abweichung auf den Wiesenflächen auf eine falsche lokale Höhe des P-Band-DTM zurückzuführen.

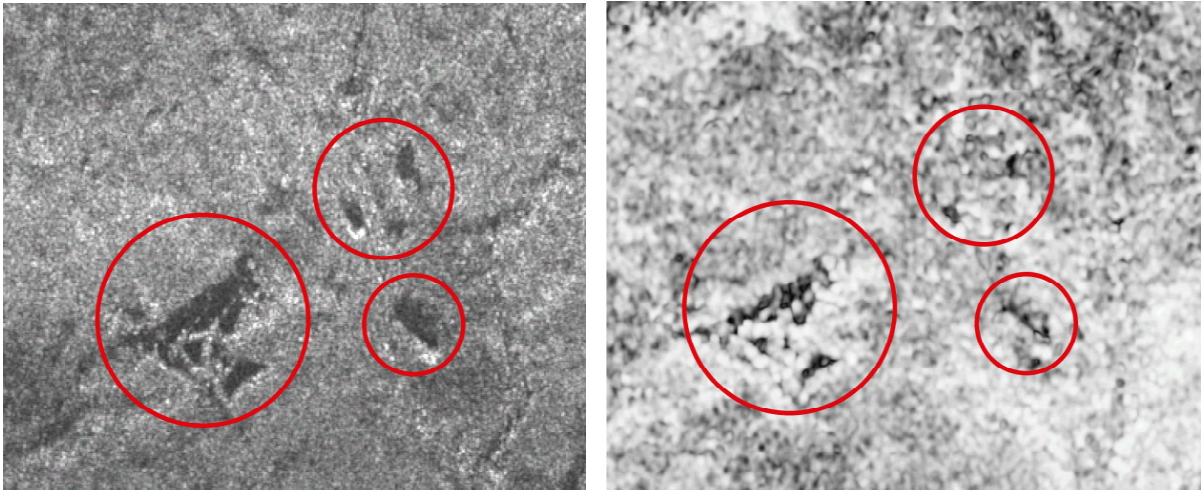


Abbildung 30: Amplitudenbild (links) und Kohärenzbild (rechts) von Wiesenflächen im Testgebiet C. Die geringe Rückstreuung auf diesen Flächen führt zu einer geringen Kohärenz. Das daraus resultierende Phasenrauschen führt dazu, dass keine korrekte interferometrische Höhe gebildet werden kann.

Damit ist die Abbildung der Bodenoberfläche durch das P-Band-DTM mit großen Unsicherheiten behaftet, was die Abweichungen von  $-20$  bis  $+30$  m vom Laser-DTM zeigen. Da diese Abweichungen stark durch die vorliegenden Waldstrukturen wie der Bestandeshöhe und der Biomasse beeinflusst werden, eignet sich das P-Band-DTM in seiner vorliegenden Form nicht für die Bereitstellung eines für forstliche Fragestellungen ausreichend genauen Bodenmodells auf Bestandesebene. Allerdings zeigen die Untersuchungen von ANDERSEN et al. (2005), dass bessere Ergebnisse möglich erscheinen.

## 5.3 Erfassung von Bestandesoberfläche und Bestandeshöhe

### 5.3.1 Laserscanning

#### 5.3.1.1 Methodisches Vorgehen

Für die im folgenden beschriebenen Analysen wurde das Laserscanning-Bodenmodell aus der Winterbefliegung und das Oberflächenmodell aus der Sommerbefliegung verwendet. Anschließend wurde durch Subtraktion des DTM vom DSM ein Digitales Bestandeshöhenmodell (DCM) erstellt. Dieses gibt den Abstand zwischen Bodenoberfläche und dem jeweils exakt lotrecht darüber erfassten Vegetationsbestandteil, also die Höhe der Bäume, wieder.

Mit Hilfe der Software ArcView GIS der Firma ESRI war es nun möglich, Baumgipfel als lokales Maximum im DCM zu erkennen und den entsprechenden Höhenwert zu bestimmen. Durch die exakte Positionsbestimmung der auf dem Boden gemessenen Bäume konnten diese nun lagerichtig zusammen mit dem Bestandeshöhenmodell am Bildschirm visualisiert werden. Damit war ein direkter Vergleich von den vom Boden bestimmten Baumhöhen mit den aus dem Bestandeshöhenmodell gemessenen Baumhöhen möglich.

#### 5.3.1.2 Ergebnisse

Für die Auswertungen wurden nur die Bäume der Bodenreferenz berücksichtigt, die eindeutig im Bestandeshöhenmodell identifiziert werden konnten. Von den relevanten Bäumen der Oberschicht (bis 2/3 Oberhöhe) konnten über 72 % im Baumhöhenmodell eindeutig erkannt werden. In der Mittel- und Unterschicht war die Identifizierungsrate mit 21,6 bzw. 8,3 % erwartungsgemäß niedriger. Am höchsten war sie beim Totholz, gefolgt vom Nadelwald und vom Mischwald.

	Mischwald	Nadelwald	Totholz	Gesamt
<b>Oberschicht</b>	69.3	73.4	77.7	72.4
<b>Zwischenschicht</b>	17.1	14.6	59.8	21.3
<b>Unterschicht</b>	2.9	0.7	40.9	8.3
<b>Gesamt</b>	<b>24.4</b>	<b>37.0</b>	<b>56.2</b>	<b>33.1</b>

Tabelle 27: Anteil von Einzelbäumen, die in dem Laserscanning-DCM mit einer Auflösung von 0,5 m von einem menschlichen Interpretier eindeutig einem am Boden gemessenen Baum zugeordnet werden konnten.

Für die Analysen wurden die aus dem Bestandeshöhenmodell ermittelten Baumhöhen mit den Daten der Bodenreferenz verglichen. Der Mittelwert der Messhöhendifferenz aller gemessenen Bäume beträgt  $-0,53$  m. Das bedeutet, dass die mit dem Laser ermittelten Baumhöhen um etwa einen halben Meter geringer ausfallen als die terrestrisch gemessenen. Bei den Nadelbäumen ist diese Abweichung mit  $-0,79$  m am stärksten ausgeprägt, während sie bei den abgestorbenen Bäumen mit  $-0,26$  m den niedrigsten Wert erreicht. Auch bei den Laubbäumen ist dieser Fehler mit  $-0,37$  m relativ gering. Vergleicht man den Mittelwert der absoluten Abweichungen, ergibt sich ein etwas anderes Bild. Hier erreichen Nadel- und Laubbäume mit 1,14 und 1,17 m ein sehr ähnliches Ergebnis. Der Wert für die abgestorbenen Nadelbäume ist mit 0,55 nur etwa halb so hoch. Die Ergebnisse für die einzelnen Flächen sind in Tabelle 29 dargestellt.

	Anzahl	Mittelwert (relativ)	Stabw. (relativ)	Mittelwert (absolut)	Stabw. (absolut)	RMS Fehler
<b>Laubbäume</b>	308	-0.37	1.43	1.17	0.90	1.48
<b>Nadelbäume</b>	448	-0.79	1.25	1.14	0.95	1.48
<b>Totholz</b>	245	-0.26	0.79	0.55	0.62	0.84
<b>Alle Messungen</b>	<b>1001</b>	<b>-0.53</b>	<b>1.24</b>	<b>1.01</b>	<b>0.90</b>	<b>1.35</b>

Tabelle 28: Vergleich der Differenzen von Baumhöhenmessungen zwischen flugzeuggetragenen Laserscannern und terrestrischen Messungen mit dem Vertex-Baumhöhenmesser.

Die Nadelbäume erreichen auf den Referenzflächen häufig Höhen von über 25 m bis zu 47 m. Bei solch großen Baumhöhen wird der Fehler der terrestrischen Höhenmessung immer größer. So zeigte sich, dass die Messhöhendifferenz bei Bäumen über 30 m im Mittel - 1,80 m bei einer Standardabweichung von 1,55 m beträgt, während sie bei den niedrigeren Bäumen nur - 0,32 m (Standardabweichung 1,04 m) aufweist.

Die Variabilität der Messungen war bei den Laubbäumen mit einer Standardabweichung von 1,43 m besonders hoch. Sehr wenig haben die Messungen hingegen bei den abgestorbenen Nadelbäumen gestreut, so dass die Standardabweichung hier nur 0,79 m beträgt. Bei den Nadelbäumen beträgt sie 1,25 m. Die Standardabweichung der absoluten Abweichungen ist jedoch etwas geringer. Bei diesem Parameter liegen Nadel- und Laubbäume mit etwa 0,9 m gleichauf, mit 0,62 erreichen die Laubbäume den niedrigsten Wert.

Fläche	gemessene Bäume	Mittelwert	Stabw.	Mittelwert absolut	Stabw. absolut	RMSE
8	56	0.32	1.40	1.00	1.02	1.42
21	33	-0.41	1.72	1.32	1.15	1.74
22	27	-0.55	1.71	1.44	1.05	1.77
31	80	-0.37	0.76	0.59	0.60	0.84
32	61	-0.55	1.35	1.10	0.95	0.43
33	41	-0.17	0.78	0.51	0.81	0.79
34	51	-0.46	1.00	0.79	0.77	1.10
40	51	-0.13	1.14	0.85	0.77	1.34
50	39	-0.78	0.57	0.81	0.53	0.96
51	38	-1.01	0.69	1.07	0.59	1.22
52	26	0.17	0.88	0.65	0.60	0.88
53	88	-0.61	0.71	0.77	0.53	0.93
54	91	-0.31	0.93	0.77	0.60	0.97
55	18	-0.29	1.95	1.52	1.21	1.92
56	15	-0.42	1.67	1.94	0.93	2.13
57	38	-1.80	1.50	2.09	1.04	2.33
58	21	-1.87	1.36	2.04	1.06	2.29
59	68	-0.94	0.95	1.07	0.80	1.33
60	25	-0.78	2.08	1.99	0.93	2.19
61	24	-1.07	1.82	1.74	1.18	2.08
63	36	-0.56	1.14	0.99	0.78	1.25
64	34	-1.29	1.12	1.39	0.99	1.70
65	40	-0.10	1.42	1.14	0.84	1.41

Tabelle 29: Vergleich der Baumhöhenbestimmung aus Laserscanningdaten mit den Baumhöhenmessungen im Gelände auf den einzelnen Referenzflächen.

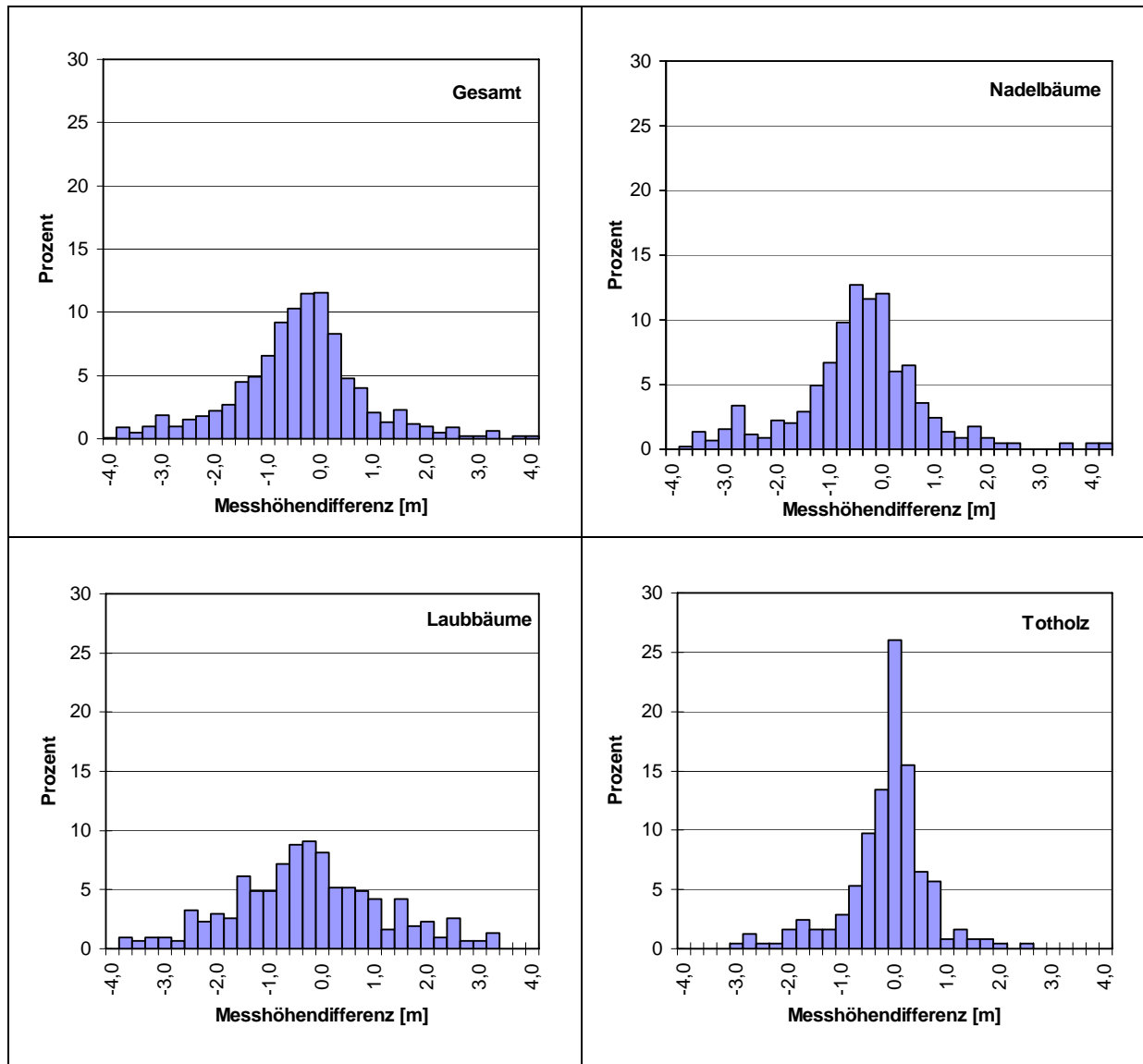


Abbildung 31: Häufigkeitsverteilung der Differenzen zwischen Laserscanningdaten und terrestrischen Baummessungen.

### 5.3.1.3 Diskussion

Im Vergleich zu herkömmlichen Baumhöhenmessungen bei Waldinventuren schneidet die Baumhöhenermittlung aus dem digitalen Bestandeshöhenmodell sehr gut ab. BAUER (2001) untersuchte die Genauigkeit von Höhenmessungen bei Waldinventuren, indem er Kontrollmessungen an 1203 Bäumen mit den Erstmessungen verglich. Der Mittelwert der Höhendifferenzen lag in dieser Studie bei 0,07 m, es lag also kein systematischer Fehler bei einer der beiden Messungen vor. Die Standardabweichung der Höhenmessungen lag allerdings bei  $\pm 1,4$  m. Der Absolutwert der Differenzen betrug im Mittel 1,01 m bei einer Standardabweichung von  $\pm 0,98$  m. Auch die von ECKMÜLLNER und RIEGER (2000) beschriebenen Fehler bei der Baumhöhenmessung mit dem Messgerät Suunto liegen für Fichte ( $\pm 1,12$ ) und Buche ( $\pm 1,64$ ) im gleichen Bereich, wie die Abweichungen zwischen Laserscanner und terrestrischen Höhenmessungen. Im Gegensatz zu den terrestrischen Messungen wird die Baumhöhe aus den Laserscanningdaten jedoch unterschätzt, worauf bereits in anderen Untersuchungen hingewiesen wurde (HYYPÄ und INKINEN 1999, PERSSON et al. 2002, GAVEAU und HILL 2003, LECKIE et al. 2003b).



Die Unterbestimmung wird im Wesentlichen durch drei Faktoren beeinflusst:

Zum einen sind die Wipfeltriebe meist sehr dünn. Damit ist die Wahrscheinlichkeit, von einem Laserstrahl getroffen zu werden relativ gering. Auf diese Erklärung deuten auch die Ergebnisse aus den Messungen hin. Die große Unterbestimmung bei den Nadelbäumen erklärt sich dadurch, dass der Wipfeltrieb auf Grund seiner geringen Größe nicht erfasst wird und die Reflexion des Messimpulses erst beim ersten oder zweiten Astquirl erfolgt. Im Vergleich dazu ist die systematische Abweichung bei den abgestorbenen Nadelbäumen viel geringer. Dies hängt damit zusammen, dass diese Bäume häufig abgebrochen sind und die Bruchstelle zusammen mit den verbliebenen Totästen, eine größere Reflexionsfläche besitzt als die Wipfelknospe. Die starken Abweichungen, die GAVEAU und HILL (2003) mit 1,27 m bei Laubbäumen gefunden haben, konnten hier nicht bestätigt werden. Damit hat ihre Schlussfolgerung, dass ein Teil der Laserimpulse bei Laubbäumen erst unter der Kronenoberfläche reflektiert wird, für die vorliegende Studie keine Gültigkeit. Grund für die unterschiedlichen Ergebnisse könnte das unterschiedliche Reflexionsverhalten von Licht- und Schattbaumarten sein. Während in der Studie von GAVEAU und HILL Lichtbaumarten (Esche, Eiche, Aspe, Birke) untersucht wurden, handelt es sich hier vor allem um Buchen.

Zum andern wirkt sich auch das Abtastmuster des TopoSys-Laserscanners auf die Messgenauigkeit aus (Abbildung 12). Während der Punktabstand in Flugrichtung mit im Mittel 0,12 m sehr gering ist, beträgt er quer zur Flugrichtung 1,6 m. Dieses Abtastmuster hat zur Folge, dass Baumspitzen teilweise nicht getroffen werden, da sie sich zwischen den Scanlinien befinden. Aufgrund des raschen Höhenabfalls in den Nadelbaumkronen ist die systematische Abweichung bei den Nadelbäumen auch stärker ausgeprägt als bei den Laubbäumen mit ihrer eher kugelförmigen Krone.

Ein weiterer Grund ist die Aufbereitung der Laserscanningdaten, da die Höhenwerte nicht aus den Rohdaten, sondern aus dem Oberflächenmodell entnommen wurden. Durch die Berechnung des Oberflächenmodells wird der tatsächliche Verlauf der Oberfläche geglättet, was zu einer Unterschätzung der Gipfel und einer Überschätzung der „Täler“ zwischen den Bäumen führt.

Daneben spielt die Messpunktdichte die zentrale Rolle, da eine höhere Messpunktdichte auch die Wahrscheinlichkeit erhöht, den Wipfeltrieb zu treffen. Untersuchungen zeigen, dass sich bei einer Messpunktdichte von unter 5 Punkten/m<sup>2</sup> die Unterschätzung der Baumhöhe auffällig erhöht (HIRATA 2004, YU et al. 2004).

Auch die Genauigkeit der Bodenmodellierung kann hier bei einzelnen Flächen einen Einfluss auf die Unterschätzung der Bäume haben. So trägt das liegende Totholz dazu bei, dass die Unterbestimmung bei den abgestorbenen Nadelbäumen, die nur auf Flächen mit viel liegendem Totholz vorkommen, geringer ist wie bei den lebenden. Auch die beobachtete „Hebung“ des Bodenmodells durch dichte Verjüngung kann einen gewissen Einfluss ausüben, wie die im Verhältnis zur Bestandeshöhe geringe Unterbestimmung bei Fläche 55 zeigt (s. 5.2.1.4). Deshalb wurde untersucht, inwieweit die Qualität der Baumhöhenmessung durch ein genaueres Bodenmodell verbessert werden kann. Dazu wurde die jeweilige Baumhöhe im DCM um die Abweichung des Bodenmodells von der tatsächlichen Höhe des Stammfußes korrigiert. Die einzelflächenweise Auswertung ergab dabei jedoch nur geringe Abweichungen, die sich im Schnitt über alle Flächen auf Null ausmittelten. Die forstlich relevante Messgenauigkeit im Dezimeterbereich bleibt somit von der Verwendung eines korrigierten Bodenmodells weitestgehend unbeeinflusst.



Dabei kann die Unterbestimmung der Bäume sehr unterschiedlich ausgeprägt sein. Beispielsweise fanden HYYPPÄ und INKINEN (1999) einen negativen Bias von nur 0,1 m, während PERSSON et al. (2002) eine Unterschätzung von 1,13 m berechneten. Die von GAVEAU und HILL (2003) bestimmten Abweichungen erreichten 0,91 für Büsche und 1,3 m für Laubbäume. Das heißt, die Unterbestimmung kann in Abhängigkeit von den oben beschriebenen Faktoren stark schwanken und durch eine möglichst hohe Messpunktdichte minimiert werden.

Die Unterschiede in der Streuung der Messwertdifferenzen bei Laubbäumen, Nadelbäumen und abgestorbenen Nadelbäumen kann neben dem Abtastmuster des Scanners vor allem auf die Bedingungen für die Bodenmessungen zurückgeführt werden. So ist die Streuung bei den abgestorbenen Nadelbäumen am geringsten, da hier auch die Bedingungen für die terrestrischen Messungen am günstigsten sind. So sind diese Bäume häufig abgebrochen und die Bruchkante stellt ein gutes Ziel zum Anvisieren dar. Durch ihre geringe Höhe können die Stümpfe relativ genau gemessen werden, darüber hinaus ist auch die Sicht in den abgestorbenen Bestandteilen besser als in geschlossenen Beständen. Auch bei den Nadelbäumen kann der Wipfeltrieb meist eindeutig angesprochen werden. Größere Abweichungen treten bei den Höhenmessungen im Gelände jedoch bei sehr hohen Bäumen und bei Laubbäumen auf. In beiden Fällen liegt ein Problem darin, die Gipfeltriebe zu erkennen, insbesondere in der Vegetationsperiode kann das in gemischten, strukturierten Beständen durchaus anspruchsvoll sein. Die Schwierigkeiten, den richtigen Punkt in der Laubbaumkrone anzuvisieren, sind bekannt. Darüber hinaus dürfte der Messwinkel für hohe Bäume sehr steil gewesen sein, da mit dem Vertex-Höhenmesser keine Distanzmessungen über 35 m hinaus durchgeführt werden können. Kleine Ableseungenauigkeiten können dann zu großen Abweichungen führen. Deshalb kann davon ausgegangen werden, dass bei sehr hohen Bäumen und Laubbäumen die Messgenauigkeit des Laserscanners besser als bei terrestrischen Messungen ist, da die Baumhöhe keinen Einfluss auf die Messgenauigkeit des Laserscanners hat. Zu diesen Schlussfolgerungen kommen auch die Untersuchungen von BRANDTBERG et al. (2003) und HYYPPÄ und INKINEN (1999).

In die Überlegungen zur Messgenauigkeit des Laserscannings wurde die Möglichkeit mit einbezogen, dass durch am Hang schief stehende Bäume ein systematischer Fehler auftritt (Abbildung 32). Um diesen Fehler abschätzen zu können, wurde für jede Referenzfläche die Hangneigung aus den Bodenmodellen bestimmt. Darüber hinaus lag für jeden Baum die Entfernung zwischen Stammfußpunkt und Baumspitze vor. Daraus war es möglich, unter der Annahme, dass alle Bäume vom Hang weg geneigt sind, ein „Worst Case Szenario“ zu berechnen. Bei 804 ausgewerteten Bäumen ergab sich dabei ein mittlerer Fehler von nur 12,5 cm. Insgesamt war der Messfehler durch die Hangneigung bei 98 % der untersuchten Bäume geringer als 50 cm und kann deshalb für das Untersuchungsgebiet (durchschnittliche Hangneigung der Referenzflächen 10 %) vernachlässigt werden. In Gebieten mit stärkerer Hangneigung muss diese Fehlerquelle jedoch berücksichtigt werden.

Aus den vorliegenden Ergebnissen kann gefolgert werden, dass die Genauigkeit der Baumhöhenmessungen mit flugzeuggetragenen Laserscannern zumindest der von terrestrischen Baumhöhenmessungen entspricht. Die Messergebnisse deuten sogar darauf hin, dass die Streuung der Differenzen stärker durch Fehler bei den terrestrischen als bei den Laserscannermessungen bedingt sind. Insbesondere bei Laubbäumen und sehr hohen Bäumen dürfte die Messgenauigkeit des Lasersystems besser sein. Die gefundene systematische Unterschätzung der Baumhöhen stellt dabei kein Problem dar, da dieser Fehler mit Hilfe der Regressionsrechnung korrigiert werden kann (s. Abschnitt 6.4.3.3). Allerdings ist es nicht möglich, einen universellen Korrekturfaktor zu entwickeln, da die Unterschätzung von

verschiedenen Faktoren wie Sensortyp, Jahreszeit, Baumart, Messpunktdichte u.a.m. abhängig ist. Trotzdem stellt Laserscanning mit Genauigkeiten im Dezimeter-Bereich die derzeit beste Methode zur flächendeckenden Wiedergabe von Waldoberflächen dar.

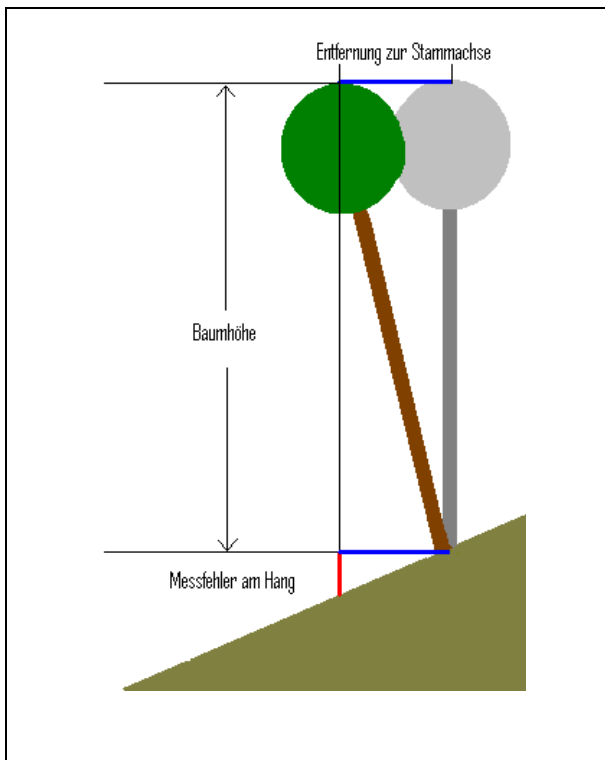


Abbildung 32: Messfehler am Hang.

## 5.3.2 Interferometrisches Radar

### 5.3.2.1 Methodisches Vorgehen

Da geometrische Auflösung (5 m) und die Eigenschaften der Radardaten, im Gegensatz zu Laserscanningdaten, nicht für eine Abbildung der Einzelbäume ausreichen, kann die Überprüfung der Genauigkeit nicht mit Hilfe der relativ kleinen Referenzflächen erfolgen, sondern muss auf Bestandesebene durchgeführt werden. Allerdings ist der Aufbau einer Bodenreferenz auf Bestandesebene sehr aufwendig und konnte im Rahmen des Projektes nicht durchgeführt werden. Aus der Überprüfung der Laserdaten lässt sich jedoch auf eine Genauigkeit im Dezimeterbereich schließen, die sogar den forstlich üblichen terrestrischen Messungen überlegen ist. Deshalb werden die aus den Laserdaten abgeleiteten Höhenmodelle im Folgenden als Referenzhöhen für den Vergleich mit den Radardaten verwendet. Als Bezugsgröße wurde die Spitzenhöhe gewählt, da sie am besten die Bäume in der Oberschicht, die gleichzeitig am besten von den Fernerkundungsverfahren erfasst werden können, repräsentiert. Die Herleitung der Referenzinformationen aus den terrestrischen Erhebungen und den Laserdaten wird in Abschnitt 5.2.2.1 beschrieben.

### 5.3.2.2 Ergebnisse

#### 5.3.2.2.1 Bestandeshöhenmodell aus der Differenz von X-Band und Laser-DTM (=X-Band-DCM)

Aus der interferometrischen Aufzeichnung des X-Bandes wurde ein DSM aus beiden Aufnahmerichtungen mosaikiert (SCHEIBER 1998). Durch Abzug des Laser-DTM wurde aus dem X-Band-DSM ein Bestandeshöhenmodell generiert. Dieses wird im Folgenden als X-Band-DCM bezeichnet. Seine räumliche Auflösung beträgt 5 m.

##### 5.3.2.2.1.1 Ergebnisse für Referenzbestände und Inventurpunkte

In Abbildung 33 sind die berechneten Bestandeshöhen aus X-Band-DCM und Laser-DCM auf den Referenzflächen gegenübergestellt. Es besteht eine relativ gute Übereinstimmung zwischen beiden Methoden, wie das Bestimmtheitsmaß von 0,93 und der RMS-Fehler von 3,2 m zeigen. Allerdings geht aus der Abbildung auch deutlich hervor, dass das X-Band-DCM die tatsächliche Bestandeshöhe um ca. 35 % unterschätzt.

Deutlich ist aber auch die Abweichung beider Verfahren bei Jugendstadien mit Totholz zu erkennen. Während die Laserhöhen das stehende Totholz repräsentieren, reagiert das X-Band weniger auf die vereinzelt stehenden Totholzstämme, so dass das Streuzentrum eher in der Höhe des Aufwuchses liegt. Auch in den Plenterstadien ist die Berechnung einer einheitlichen Spitzenhöhe aufgrund der heterogenen Baumhöhenverteilung problematisch. Deshalb wurden diese beiden Flächentypen aus der Trendberechnung herausgenommen.

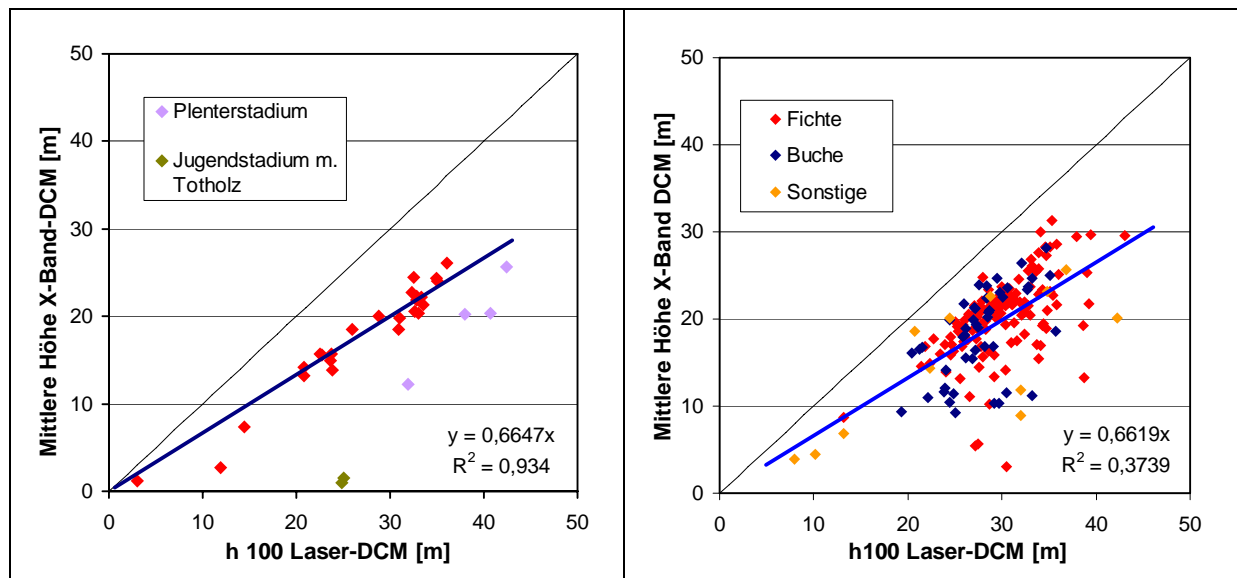


Abbildung 33: Vergleich der aus X-Band-DCM und Laser-DCM berechneten Bestandeshöhen auf den Referenzbeständen (links) und auf den Referenzflächen (rechts). Schwarze Linie: 1:1 Beziehung, blaue Linie: Trend.

In Abbildung 34 sind als Gesamtübersicht die mittlere Abweichung zwischen X-Band-DCM und Laser-DCM für jeden Referenzbestand im Bezug zu Stadium, Baumart und Dichte dargestellt. Zusätzlich ist die Standardabweichung als vertikaler Balken aufgetragen. Auffallend ist die Abhängigkeit der mittleren Abweichung von Stadium, Baumart und Dichte. Gerade in den Wachstums- und Reifungsstadien ist erkennbar, dass alle Laubwaldbestände eine positive mittlere Abweichung und eine niedrige Standardabweichung haben. In den reinen Nadelwaldbeständen scheint es eine Abhängigkeit der mittleren Abweichung von der jeweiligen Dichte zu geben. Die Plenterstadien sind bis auf eine Ausnahme sehr ähnlich. Auch in den Jugendstadien fällt ein Ausreißer mit einer negativen Abweichung auf. Die

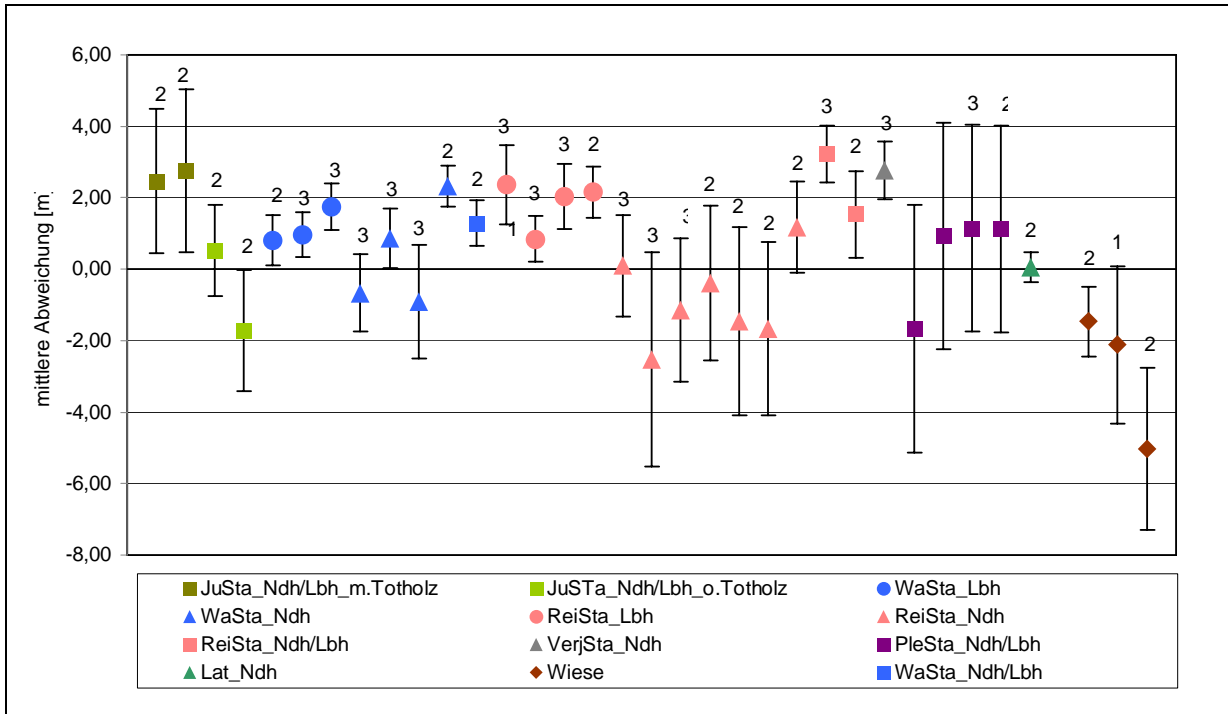


Abbildung 34: Mittlere Abweichung (Symbol) und Standardabweichung (vertikaler Balken) zwischen X-Band-DCM und Laser-DCM in den Referenzbeständen.

Wiesenflächen zeigen dagegen nur negative Werte. Im nächsten Schritt wurden die aus dem X-Band ermittelten Bestandeshöhen denen aus den Laserscanningdaten gegenübergestellt (Abbildung 33). Im Vergleich zu den Referenzbeständen weisen die Ergebnisse mit einem Bestimmtheitsmaß von nur 0,37 eine deutlich größere Streuung auf. Die Ergebnisse aus den Referenzbeständen können jedoch bestätigt werden, da auch bei den Inventurpunkten eine Unterschätzung der aus den Laserscanningdaten ermittelten Bestandeshöhen um 34 % festgestellt werden konnte.

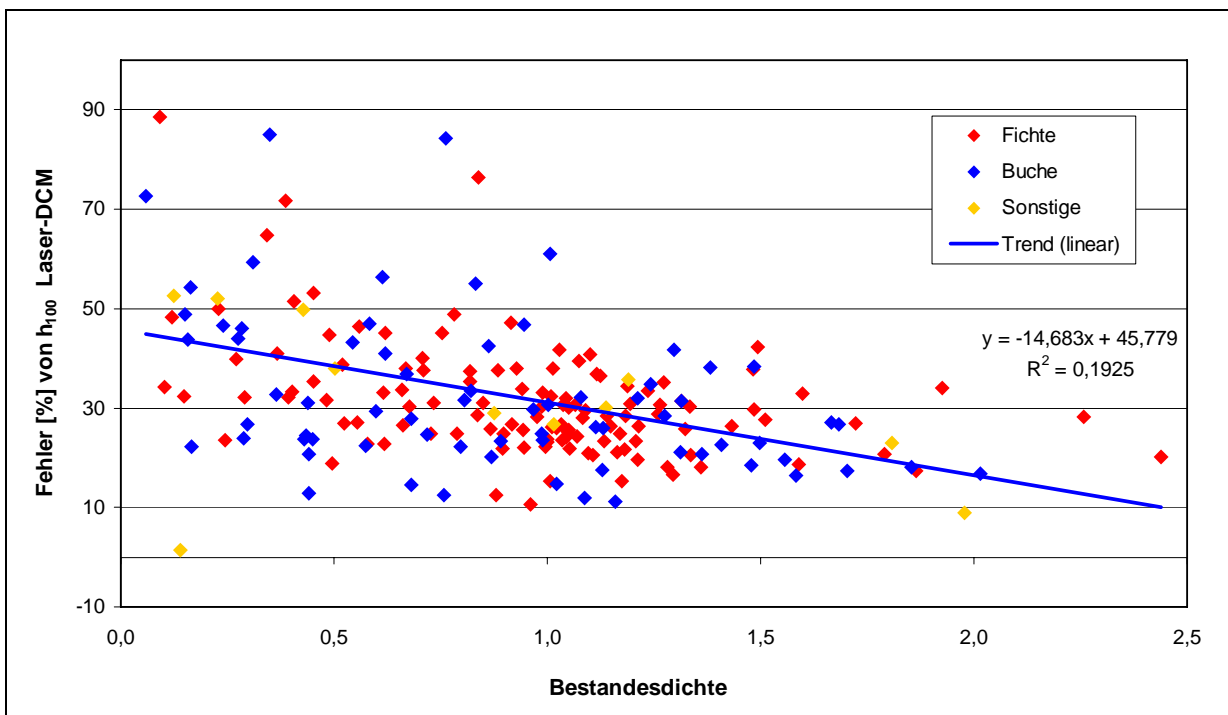


Abbildung 35: Abhängigkeit des X-Band-DCM von der Bestandesdichte auf den Inventurpunkten.

Zur Veranschaulichung dieser Ergebnisse werden im Folgenden einzelne charakteristische Referenzbestände näher beschrieben.

### 5.3.2.2.1.2 Altbestände

Bei Referenzbestand 30 handelt es sich um einen lockeren Nadelwaldbestand mit der Dichte 1. Das Laser-DCM gibt hier deutlich die größeren Lücken im Bestand wieder und erreicht an manchen Stellen fast die Bodenoberfläche. Das zeigt sich auch in der großen Spannweite des Laser-DCM von 30 m und der hohen Standardabweichung von 8,61 m. Im Gegensatz dazu weist das X-Band-DCM einen deutlich glatteren Verlauf mit einer geringeren Spannweite und einer wesentlich niedrigeren Standardabweichung von nur 2.01 m auf. Im Profil zeigt sich, dass das X-Band-DCM die Spitzenwerte des Laser-DCM um ca. 2,4 m unterbestimmt. Die Spitzen der Bäume und die Lücken dazwischen werden so gut wie gar nicht erfasst. Es ist deutlich zu erkennen, dass das X-Band offensichtlich keine Einzelbaumhöhen wiedergibt, sondern über eine größere Fläche die Höhe aus einer Vielzahl von Bäumen über das jeweilige Phasenzentrum integriert (Abbildung 36).

Referenzbestand 35 ist ein Nadelwaldbestand der Dichte 3 (Abbildung 37). Aufgrund der größeren Dichte gibt es weniger Lücken, in denen das Laser-DCM bis zur Bodenoberfläche vordringen kann. Folglich bleibt zwar die Spannweite mit über 34 m weiterhin hoch, die Standardabweichung hat sich aber gegenüber Referenzbestand 30 halbiert. Die Charakteristik des X-Band-DCM ändert sich dagegen kaum. Die Spitzen der Bäume und die Lücken dazwischen werden nicht erfasst. Insgesamt liegen beide Modelle jetzt in ihrer Höhenwiedergabe über der ganzen Fläche näher zusammen, so dass die Standardabweichung und der RMS-Fehler der Differenzen beider Modelle geringer ist.

Referenzbestand 3 ist eine Beispiel für einen Laubwaldbestand der Dichte 3 (Abbildung 38). Da Laubwaldbestände aufgrund ihrer Kronenstruktur eine einheitlichere und geschlossenerere Oberfläche aufweisen, gibt es nur wenige Lücken, in denen das Laser-DCM bis zur Bodenoberfläche reicht. Spannweite und Standardabweichung des Laser-DCM sind hier vergleichsweise gering. Die statistischen Parameter des X-Band-DCM zeigen jedoch keinen großen Unterschied zu den vorhergehenden Beständen. In diesem Referenzbestand wird deshalb eine bessere Übereinstimmung zwischen Laser- und X-Band-DCM erreicht. Das Laser-DCM liegt nur leicht über dem X-Band-DCM, Standardabweichung und RMS-Fehler zwischen den Modellen sind mit 1,26 m und 1,58 m am geringsten.

	Baumart	Stadium	Dichte	Laser-DCM		X-Band-DCM		Laser -X-Band-DCM	
				Mittel ± Stabw. [m]	Spannweite	Mittel ± Stabw. [m]	Spannweite	Mittel ± Stabw. [m]	RMSE
30	Ndh	RS	1	16.02 ± 8.61	32.06	18.52 ± 2.01	14.75	-2.35 ± 5.98	6.50
35	Ndh	RS	3	15.05 ± 4.25	34.39	13.86 ± 1.70	8.56	1.18 ± 2.54	2.80
3	Lbh	RS	3	16.02 ± 2.30	13.50	15.57 ± 1.88	8.94	0.96 ± 1.26	1.58

Tabelle 30: Vergleich wichtiger statistischer Parameter von Laser-DCM und X-Band-DCM sowie der Differenz aus beiden Modellen für drei ausgewählte Altbestände.

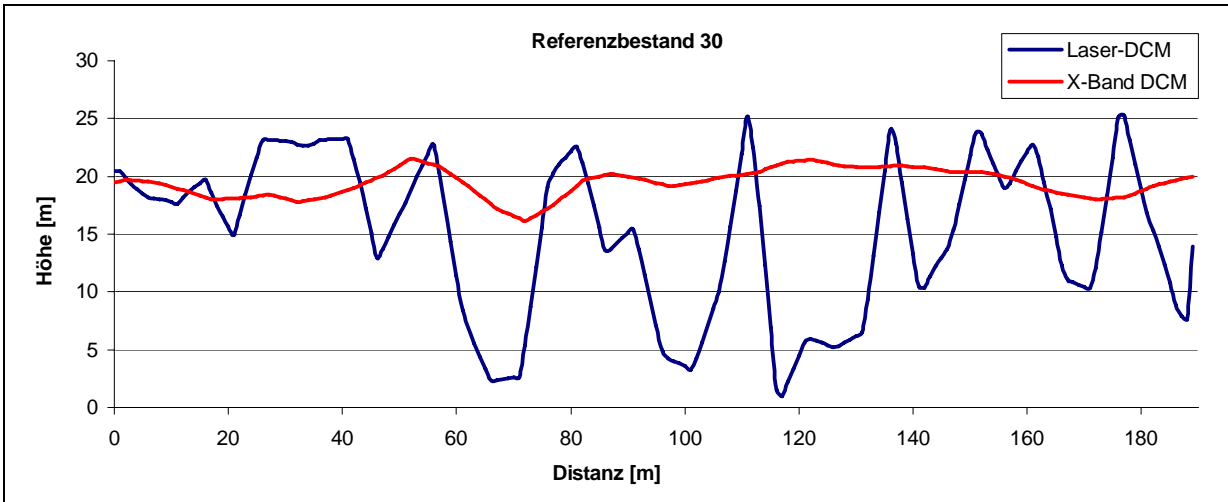


Abbildung 36: Vergleich der Oberflächenmodellierung zwischen Laser-DCM und X-Band-DCM anhand eines Profils durch den Referenzbestand 30 (Nadelwald Reifungsstadium Dichte 1). Während die Lücken zwischen den Bäumen vom Laser-DCM deutlich nachgezeichnet werden, schneidet das X-Band-DCM die Baumspitzen ab und dringt nicht in die Lücken ein.

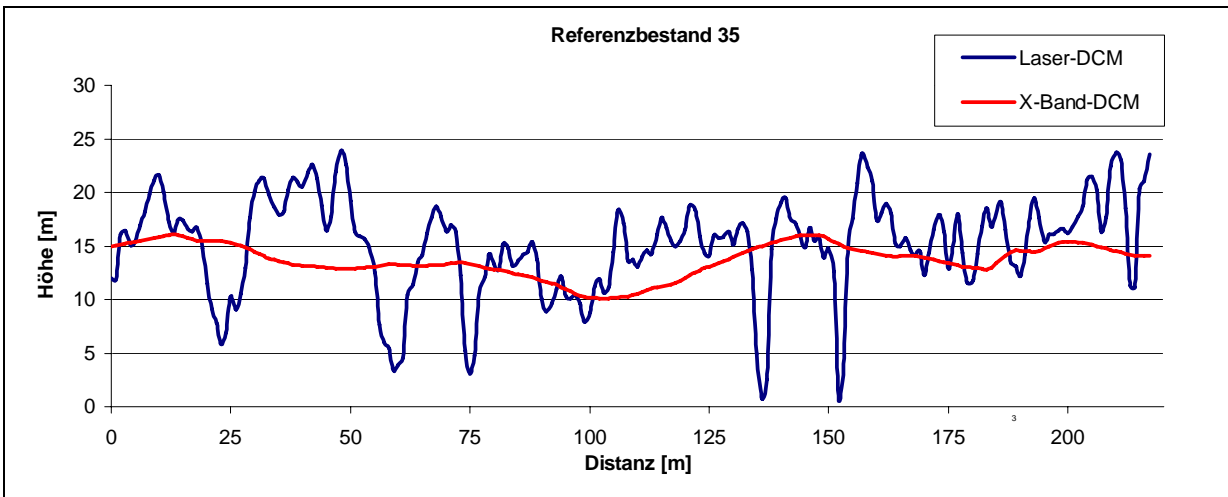


Abbildung 37: Vergleich der Oberflächenmodellierung zwischen Laser-DCM und X-Band-DCM anhand eines Profils durch den Referenzbestand 35 (Nadelwald Reifungsstadium, Dichte 3). Während die Lücken zwischen den Bäumen vom Laser-DCM deutlich nachgezeichnet werden, schneidet das X-Band-DCM die Baumspitzen ab und dringt nicht in die Lücken ein.

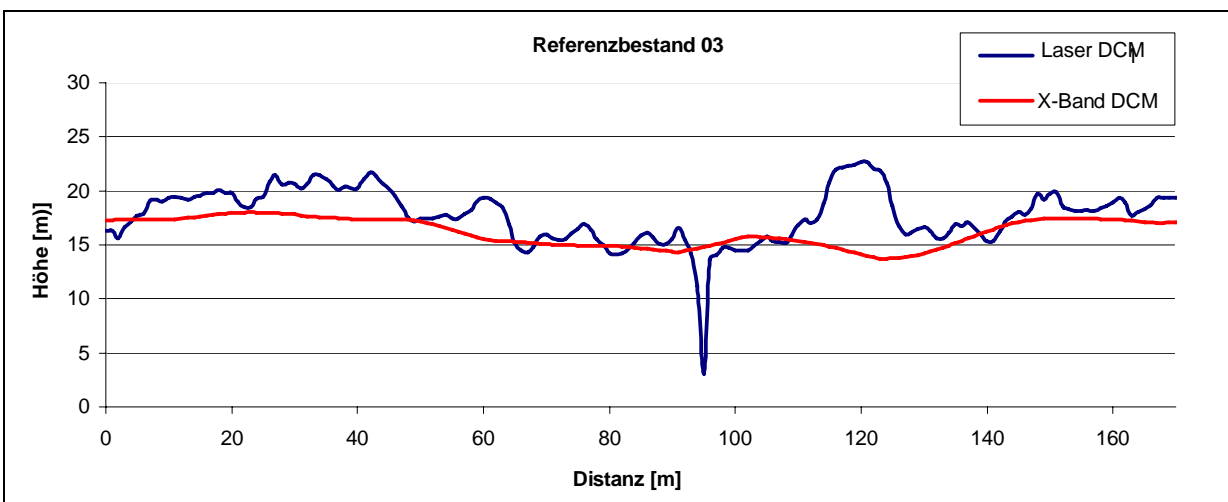


Abbildung 38: Vergleich der Oberflächenmodellierung zwischen Laser-DCM und X-Band-DCM anhand eines Profils durch den Referenzbestand 03 (Laubwald Reifungsstadium, Dichte 3).

### 5.3.2.2.1.3 Jungbestände

Bei Referenzbestand 23 handelt es sich um ein Jugendstadium mit einer großen Anzahl von stehendem Totholz (Abbildung 39). Die abgestorbenen Bäume sind gut im Profil zu erkennen, da sie vom Laser-DCM erfasst werden. Die große Spannweite von 32,2 m bestätigt dies. Auch die große Standardabweichung weist auf diesen Sachverhalt hin. Darüber hinaus ist die niedrige Verjüngung im Laser-Profil zu erkennen, die vor Ort als ungefähr hüfthoch eingestuft wurde. Das X-Band-DCM gibt diese Höhe der Verjüngung mit einem Mittelwert von 0,95 m sehr gut wieder. Das stehende Totholz wird so gut wie nicht erfasst, da fast nur noch Stämme ohne Äste erhalten sind. Zusätzlich sind die oberen Stammbereiche meist ausgetrocknet und besitzen deshalb nur eine niedrige Dielektrizitätskonstante. Ergebnis ist eine geringere Spannweite und auch eine geringere Standardabweichung des X-Band-DCM. Beim Vergleich der beiden Modelle liegt deshalb das Laser-DCM 2,8 m über dem X-Band-DCM. Auch die Standardabweichung und RMS-Fehler sind mit 4,6 bzw. 5,3 m relativ groß.

Bei Referenzbestand 1 handelt es sich um ein Jugendstadium mit nur wenig stehendem Totholz (Abbildung 40). Auch wenn im Profil keine abgestorbenen Bäume auftreten, wird auch auf dieser Fläche das Laser-DCM durch die abgestorbenen Bäume beeinflusst, allerdings in weit geringerem Umfang. Darauf deuten die etwas geringere Spannweite und die nur halb so hohe Standardabweichung hin. Das X-Band-DCM gibt den Verlauf der Bestandesoberfläche aus den oben genannten Gründen besser wieder. In den Bereichen ohne Totholz zeigen Laser- und X-Band-DCM eine gute Übereinstimmung. Die mittlere Abweichung zwischen beiden Modellen ist mit 0,52 m vergleichsweise gering. Auch Standardabweichung und RSM-Fehler sind mit einem Wert von etwa 2,6 m nur halb so hoch wie in Referenzbestand 23. Das zeigt, dass in reinen Jugendstadien ohne Totholz eine ähnlich gute Übereinstimmung wie in den reinen Laubwaldbeständen des Reife- und Wachstumsstadiums erreicht werden kann.

	Baumart	Stadium	Dichte	Laser DCM		X-Band DCM		Laser -X-Band-DCM	
				Mittel $\pm$ Stabw. [m]	Spannweite	Mittel $\pm$ Stabw. [m]	Spannweite	Mittel $\pm$ Stabw. [m]	RMSE
23	Misch	JS	2	3.67 $\pm$ 6.31	32.18	0.95 $\pm$ 1.94	15.97	2.76 $\pm$ 4.58	5.34
1	Misch	JS	2	3.67 $\pm$ 3.31	23.47	2.75 $\pm$ 1.23	6.94	0.52 $\pm$ 2.57	2.62

Tabelle 31: Vergleich wichtiger statistischer Parameter von Laser-DCM und X-Band-DCM sowie der Differenz aus beiden Modellen für zwei ausgewählte Jungbestände.

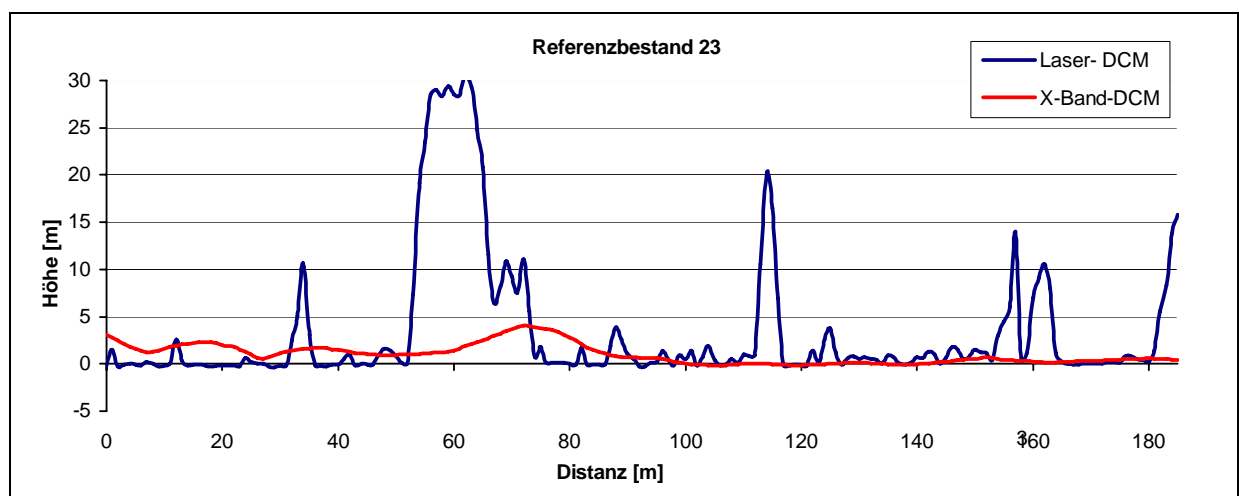


Abbildung 39: Vergleich der Oberflächenmodellierung zwischen Laser-DCM und X-Band-DCM anhand eines Profils durch den Referenzbestand 23 (Mischbestand Jugendstadium mit Totholz, Dichte 2). Während das Laser-DCM deutlich auf die abgestorbenen Bäume reagiert, werden diese im X-Band-DCM nicht abgebildet.

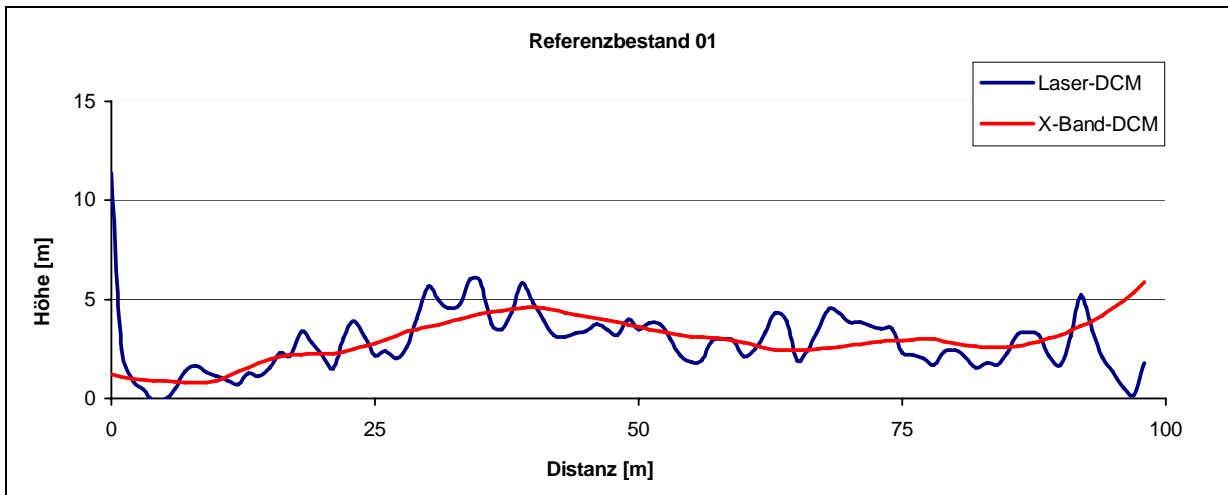


Abbildung 40: Vergleich der Oberflächenmodellierung zwischen Laser-DCM und X-Band-DCM anhand eines Profils durch den Referenzbestand 01 (Mischbestand Jugendstadium mit wenig Totholz, Dichte 2).

#### 5.3.2.2.1.4 Sonstige Flächen

Beim Referenzbestand 28 handelt es sich um eine Wiese, die von Wald umgeben ist. Deutlich ist auf Abbildung 41 der Einfluss der Abschattung des Radarsignals durch hohe Bäume an den Rändern der Wiese auf das X-Band-DCM ersichtlich. Während der Mittelwert des Laser-DCM mit einem Wert von 0,04 praktisch die Bodenoberfläche repräsentiert, liegt das X-Band-DCM aufgrund der Effekte des Bestandesrandes darüber. Auch die Werte für Standardabweichung und Spannweite sind deshalb größer als beim Laser-DCM.

Das zweite Profil aus dem Referenzbestand 18 liegt in der Mitte einer Wiesenfläche (Abbildung 42). Während das Laser-DCM mit einem Mittelwert von 0,04 m und einer Standardabweichung von 0,4 m sehr gut die Bodenoberfläche wiedergibt, zeigt das X-Band-DCM eine starke Variation, die nicht auf Vegetationsstrukturen zurückgeführt werden kann. Die Ursache liegt wahrscheinlich in einem leichten Phasenrauschen über Bereichen der Fläche, die Variation der X-Band-Höhe mit einer Standardabweichung von 1,99 m kann dabei als normal angesehen werden.

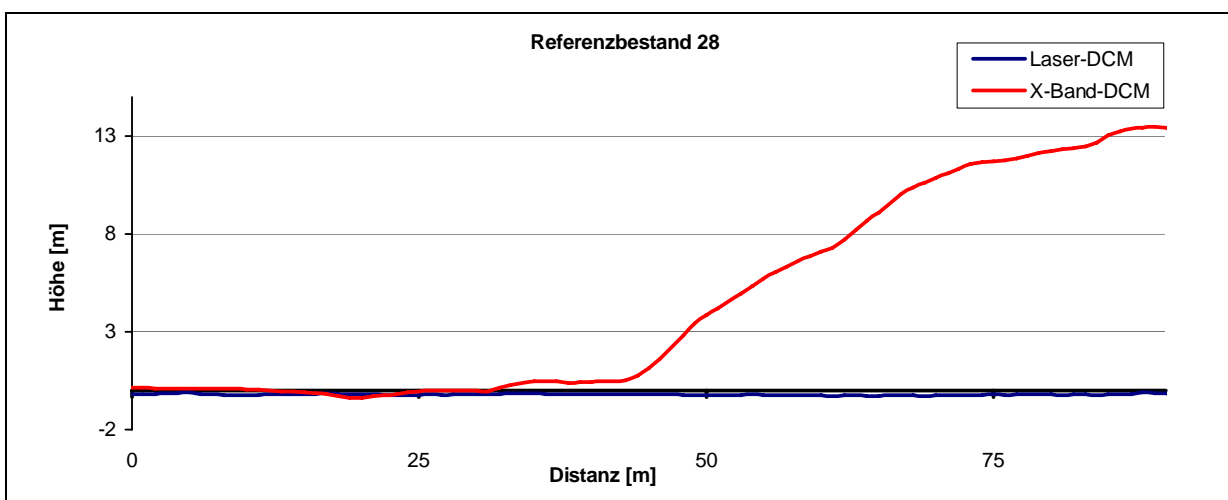


Abbildung 41: Vergleich der Oberflächenmodellierung zwischen Laser-DCM und X-Band-DCM anhand eines Profils durch den Referenzbestand 28 (Wiese). Auf der rechten Seite der Wiese befindet sich ein Bestandesrand.



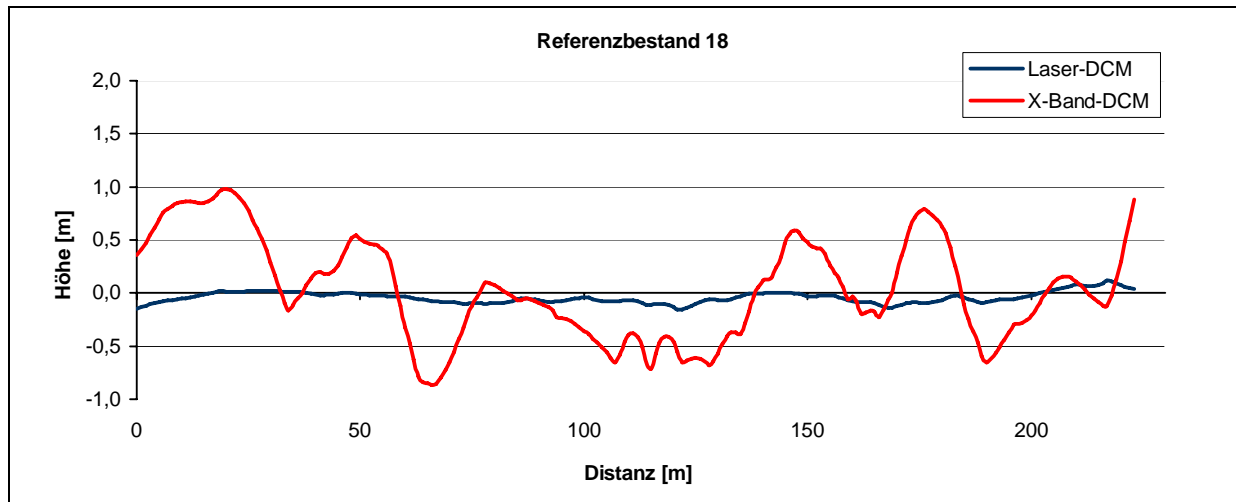


Abbildung 42: Vergleich der Oberflächenmodellierung zwischen Laser-DCM und X-Band-DCM anhand eines Profils durch den Referenzbestand 18 (Wiese). Das X-Band-DCM zeigt Variationen, die nicht auf reale Strukturen zurückgeführt werden können.

	Baumart	Stadium	Dichte	Laser-DCM		X-Band DCM		Laser-X-Band-DCM	
				Mittel $\pm$ Stabw. [m]	Spannweite	Mittel $\pm$ Stabw. [m]	Spannweite	Mittel $\pm$ Stabw. [m]	RMSE
28	Wiese			0.04 $\pm$ 0.40	2.91	1.21 $\pm$ 1.99	15.44	1.67 $\pm$ 1.95	6.77
18	Wiese			0.04 $\pm$ 0.40	5.58	1.22 $\pm$ 1.99	12.30	6.97 $\pm$ 8.45	2.44

Tabelle 32: Vergleich wichtiger statistischer Parameter von Laser-DCM und X-Band-DCM sowie der Differenz aus beiden Modellen für zwei Wiesenflächen.

### 5.3.2.2 Bestandeshöhenmodell aus X- und P-Band

Aus der interferometrischen Aufzeichnung des P-Bandes wurde ein digitales Bodenmodell berechnet (SCHEIBER 1998). Dazu wurde die HH-Polarisation verwendet. Die Differenz von X-Band-DSM und P-Band-DTM ergibt das im Folgenden als X-/P-Band-DCM bezeichnete Bestandesmodell. Die räumliche Auflösung des Modells beträgt 5 m.

Schon aus den Ergebnissen der getrennten Auswertungen von X- und P-Band kann geschlossen werden, dass ein solches DCM die Bestandeshöhe unterbestimmt. Wie gezeigt, unterschätzt X-Band die Bestandeshöhe um ca. 35 %, die Differenz des P-Band-DTM zur Bodenoberfläche nimmt hingegen über eine Potenzfunktion mit der Bestandeshöhe zu. Dabei wirken eine zunehmende Bestandesdichte und -höhe gleichartig auf X- und P-Band: Die Streuzentren verlagern sich jeweils nach oben. Abbildung 43 verdeutlicht dies und zeigt den aus den bisherigen Ergebnissen zu schließenden Einfluss einer zunehmenden Bestandeshöhe auf das X-/P-Band DCM.

#### 5.3.2.2.1 Ergebnisse für Referenzbestände und Inventurpunkte

Die Messergebnisse bestätigen diese Überlegungen: Mit zunehmender Bestandeshöhe findet eine immer größere Unterbestimmung durch X- und P-Band statt, da die Abweichung des P-Bandes von der tatsächlichen Bodenoberfläche im Vergleich größer ist als die Verlagerung des X-Bandes nach oben in das Kronendach. Der simulierte Trend veranschaulicht dies. Im Ergebnis der Referenzbestände zeigt sich in Beständen mit einer Spitzenhöhe von über 30 m eine Unterbestimmung von ca. 55 %. Auch bei dieser Variante wurden die Plenterbestände nicht in die Trendberechnung einbezogen, auch wenn sie hier nicht so stark abweichen (Abbildung 43).

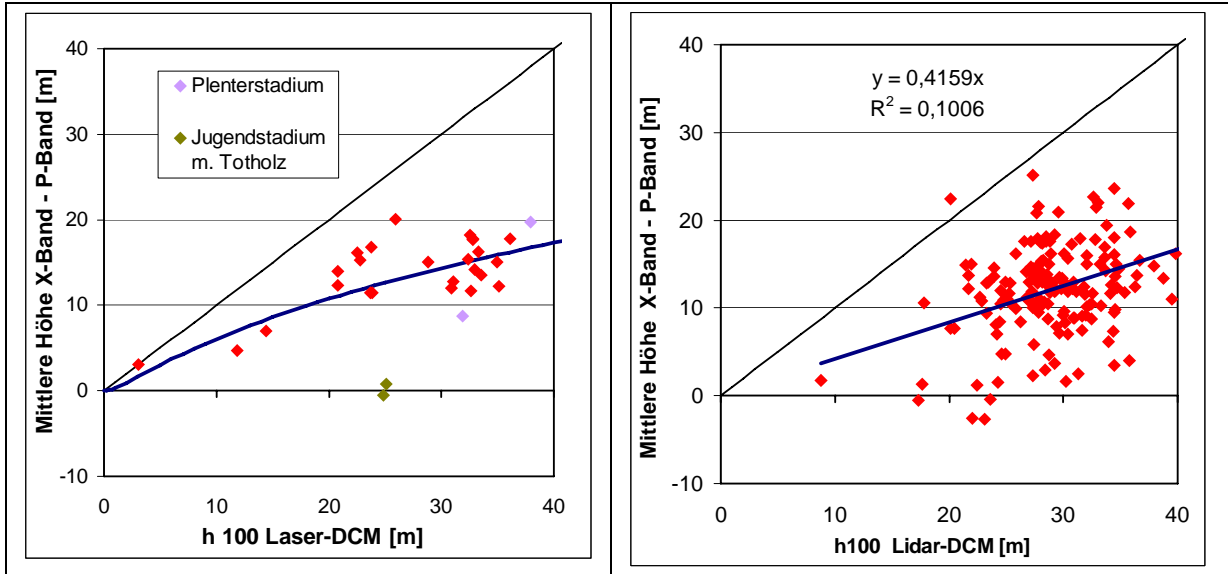


Abbildung 43: Vergleich der aus X-/P-Band-DCM und Laser-DCM berechneten Bestandeshöhen in den Referenzbeständen (links) und auf den Inventurpunkten (rechts). Schwarze Linie: 1:1 Beziehung, blaue Linie: Trend.

Das Ergebnis des Vergleichs mit den Bestandeshöhen an den Inventurpunkten stellt sich etwas anders dar, da hier wieder eine sehr starke Streuung vorhanden ist, so dass der Kurvencharakter der Regression – ob linear oder abfallend – nicht deutlich wird. Eine lineare Regression ergibt eine durchschnittliche Unterbestimmung des Differenzmodells von ca. 60 %. Dies stimmt in etwa mit denjenigen Referenzbeständen überein, die eine Waldhöhe von etwa 30 m besitzen. Allerdings ist die Steigung der Werte zu groß, um fundierte Aussagen über einen Zusammenhang machen zu können. Insgesamt lässt sich aber aus den Inventurpunkten keine direkte brauchbare Waldhöhe ableiten. Einen weiteren Eindruck des Differenz-Modells vermitteln die Profile ausgewählter Bestände, die im nächsten Abschnitt zusammen mit den Ergebnissen des RVoG-Modells dargestellt sind.

### 5.3.2.2.3 Bestandeshöhenmodell aus L-Band und Pol-InSAR/RVoG-Modell

Die Kohärenz von Volumenstreuern vermindert sich dadurch, dass sich die Phasen der Streuer innerhalb einer Auflösungszelle durch die verschiedenen Blickwinkel unterschiedlich aufsummieren. Dabei besteht folgender Zusammenhang zwischen der Kohärenz  $\gamma$  und der Höhe  $h$  des Volumens:

$$\gamma = \frac{\sin(0.5 \cdot h \cdot k_z)}{(0.5 \cdot h \cdot k_z)}$$

Gleichung 20

Dabei ergibt sich  $k_z$  aus der interferometrischen Flugkonstellation mit dem Unterschied im Blickwinkel  $\Delta\varphi$ :

$$k_z = \frac{4\pi}{\lambda} \cdot \frac{\Delta\varphi}{\sin\varphi_0}$$

Gleichung 21

Allerdings wird dieser Zusammenhang zwischen Kohärenz und Höhe durch Rückstreuung vom Boden und Absorption der Radarwellen im Volumen beeinflusst. Um diese Parameter bei der Berechnung der Bestandeshöhe zu berücksichtigen, wird ein einfaches Modell aufgestellt, das sog. "Random Volume over Ground Model". Durch die Erhöhung der Zahl der Unbekannten (Boden, Absorption) muss auch die Zahl der Beobachtungen erhöht werden. So lässt sich das RVoG-Modell mit seinen sechs Unbekannten Höhe, Absorption, Bodenstreuung pro Polarisation und interferometrische Phase am Boden mit den sechs Beobachtungen eines vollpolarimetrisch-interferometrischen Systems (3x interferometrische Kohärenz, 3x interferometrische Phase) lösen (CLOUDE und PAPATHANASSIOU 1998). Die mittels des RVoG-Modells berechneten Bestandeshöhen im Testgebiet C haben eine räumliche Auflösung von 2,5 m.

### 5.3.2.2.3.1 Ergebnisse für Referenzbestände und Inventurpunkte

Die Ergebnisse in den Referenzbeständen zeigen eine gute Übereinstimmung zwischen den Bestandeshöhen aus RVoG-Modell und Laserscanning (Abbildung 44). Das Bestimmtheitsmaß beträgt 0,7. Auffallend ist eine Überbestimmung der Bestandeshöhen in niedrigen Beständen. Dies ist auf (temporäre) Dekorrelation zurückzuführen, wobei temporäre Dekorrelation bedeutet, dass sich die Anordnung der Streuer zwischen den beiden interferometrischen Aufnahmen ändert. Dadurch sinkt die Kohärenz und dies führt wiederum zu einer Überbestimmung bei niedrigen Baumhöhen. Der Trend liegt daher auch nicht im Ursprung, sondern schneidet die Y-Achse bei ca. 13 m. Aus den bekannten Gründen wurden auch hier die Plenterstadien und Jugendstadien mit stehendem Totholz von der Trendberechnung ausgeschlossen.

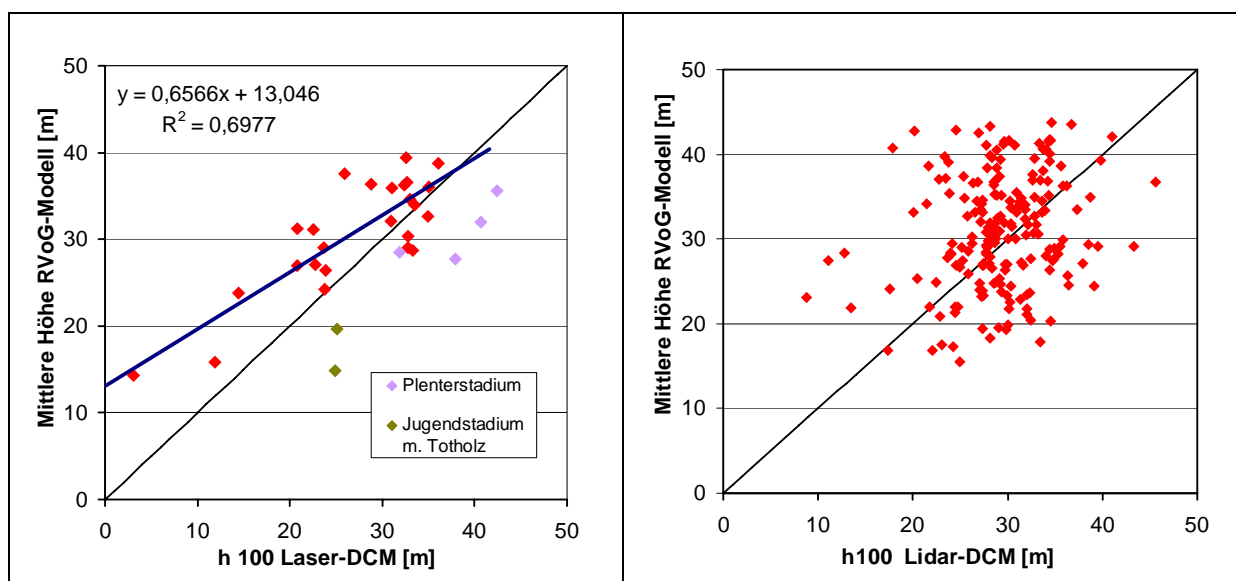


Abbildung 44: Vergleich der aus RVoG-Modell und Laser-DCM berechneten Bestandeshöhen in den Referenzbeständen (links) und auf den Inventurpunkten (rechts). Schwarze Linie: 1:1 Beziehung, blaue Linie: Trend.

Im Gegensatz zu den Referenzbeständen weisen die Inventurpunkte mit einem  $R^2$  von 0,05 keinen Trend auf, der auf einen Zusammenhang von RVoG-Modell- und Laser-Bestandeshöhen schließen lässt. Daraus lässt sich folgern, dass nur für eine größere Fläche, wie z.B. die Referenzbestände (0,2 - 6 ha), eine brauchbare gemittelte Waldhöhe abgeleitet werden kann. Die im Modell vorhandenen lokalen Schwankungen gleichen sich durch Mittelung über eine größere Fläche aus. Für eine kleine Fläche wie bei den Inventurpunkten scheint dies offensichtlich nicht möglich zu sein, wobei aber darauf hingewiesen werden muss, dass ein Teil des Fehlers auch in der unsicheren Koregistrierung liegt. Auf Inventurpunktebene ist es somit nicht möglich, aus diesem Höhenmodell eine sichere Waldhöhe zu extrahieren. Die großen lokalen Differenzen zwischen beiden Modellen zeigen auch die folgenden Profile (Abbildung 45 bis 51).

### 5.3.2.2.3.2 Altbestände

Das X-/P-Band-DCM gibt nur sehr grob den Verlauf des Laser-DCM wieder. Weder die Baumwipfel noch die Lücken zwischen den Bäumen werden abgebildet. Während die mittlere Höhe des Laser-DCM nur um 2 m unterschätzt wird, kann es bei den Höhen einzelner Bäume zu Unterbestimmungen von bis zu 20 m kommen. Je dichter die Bestände, desto geringer ist die Differenz zwischen X-/P-Band-DCM und Laser-DCM. Im Buchenbestand 3 beträgt sie beispielsweise nur noch 0,7 m. Auch die Standardabweichung beider Modelle ist in diesem Referenzbestand sehr ähnlich.

Der Verlauf des L-Band-RVoG zeigt keinen erkennbaren Zusammenhang zu den Baumhöhen im Laser-DCM. Vielmehr ist ein Schwanken um die Spitzenhöhe festzustellen. Allerdings überschätzt das L-Band-RVoG die Bestandeshöhe in den ausgewählten Referenzbeständen um bis zu 4,2 m. Dies ist auch der Grund dafür, dass keine sinnvolle Analyse des L-Band-RVoG anhand der Inventurpunktdaten möglich ist.

	B-Typ	Stadium	$h_{100}$	Dichte	Laser DCM		X-/P-Band DCM		L-Band RVoG	
					Mittel $\pm$ Stabw [m]	Spannweite	Mittel $\pm$ Stabw [m]	Spannweite	Mittel $\pm$ Stabw [m]	Spannweite
30	Ndh	RS	30.9	1	16.02 $\pm$ 8.61	32.06	11.99 $\pm$ 3.34	30.41	32.07 $\pm$ 5.71	37.87
35	Ndh	RS	23.9	3	15.05 $\pm$ 4.25	34.39	11.49 $\pm$ 2.24	12.64	26.41 $\pm$ 7.77	47.55
3	Lbh	RS	22.8	3	16.02 $\pm$ 2.30	13.50	15.28 $\pm$ 2.43	17.34	27.02 $\pm$ 6.82	71.39

Tabelle 33: Vergleich wichtiger statistischer Parameter von Laser-DCM, X-/P-Band-DCM sowie L-Band RVoG-Modell für drei ausgewählte Altbestände.

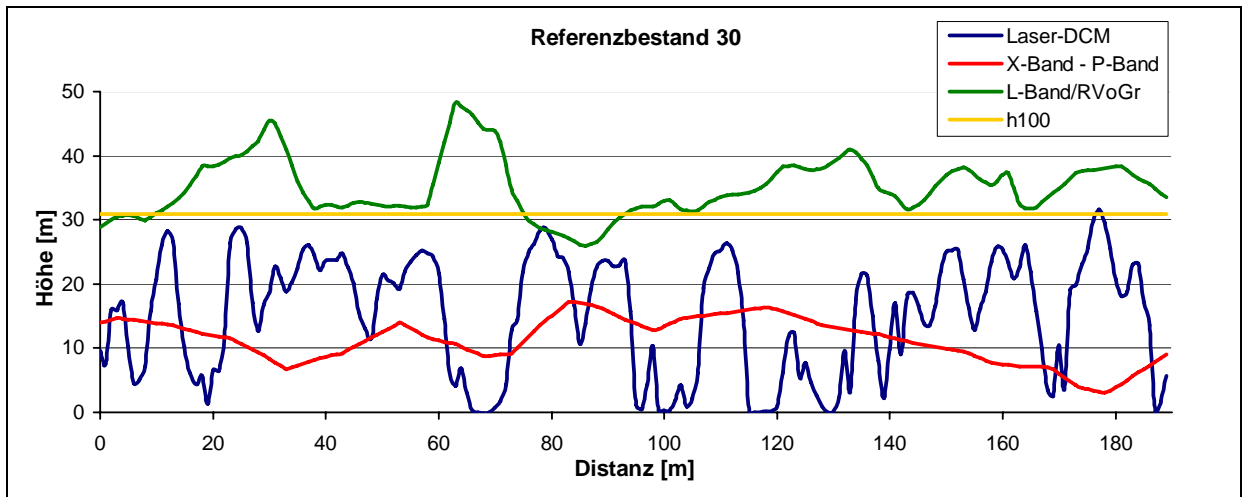


Abbildung 45: Vergleich der Oberflächenmodellierung zwischen Laser-DCM, X-/P-Band-DCM und L-Band-RVoG-Modell anhand eines Profils durch den Referenzbestand 30 (Nadelwald Reifungsstadium Dichte 1).

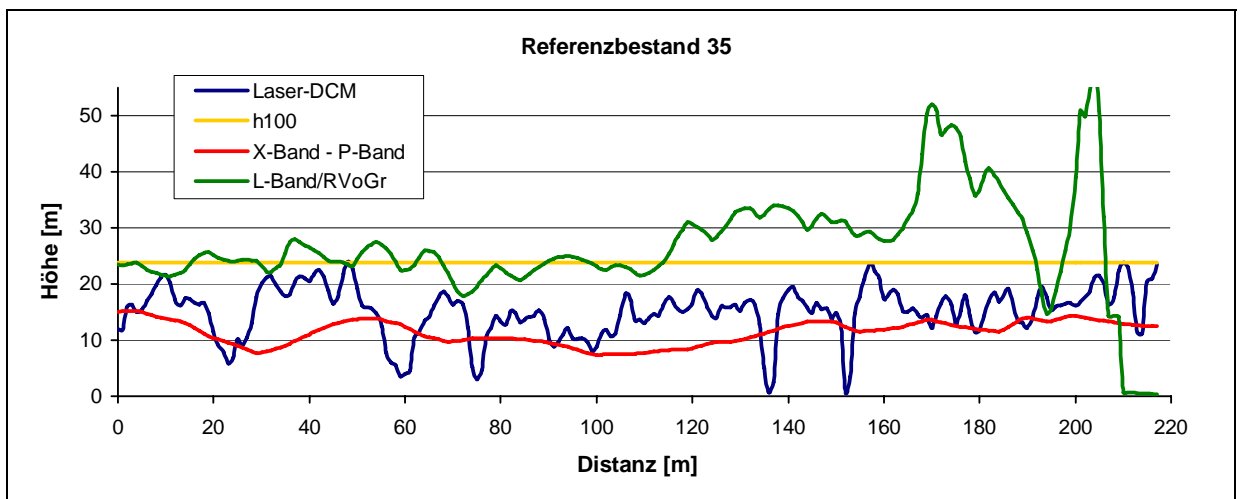


Abbildung 46: Vergleich der Oberflächenmodellierung zwischen Laser-DCM, X-/P-Band-DCM und L-Band-RVoG-Modell anhand eines Profils durch den Referenzbestand 35 (Nadelwald Reifungsstadium, Dichte 3).

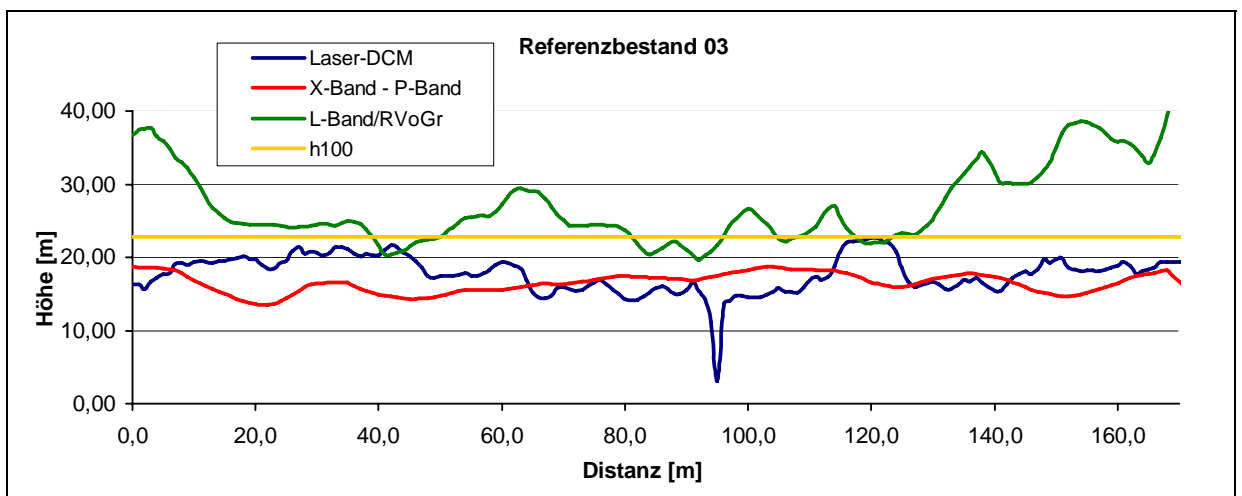


Abbildung 47: Vergleich der Oberflächenmodellierung zwischen Laser-DCM, X-/P-Band-DCM und L-Band-RVoG-Modell anhand eines Profils durch den Referenzbestand 03 (Laubwald Reifungsstadium, Dichte 3).

### 5.3.2.2.3.3 Jungbestände

Im Referenzbestand 01 mit wenig Totholz verläuft das X-/P-Band-DCM mehr oder weniger an der Bestandesoberfläche. Insgesamt liegen die Werte jedoch geringfügig über dem Laser-DCM. Im Referenzbestand 23 mit Totholz ist der Verlauf des X-/P-Band-DCM sehr unruhig. Er schwankt relativ stark um die wirkliche Bestandesoberfläche. Im Mittel liegen die Werte etwa einen halben Meter unter der Bodenoberfläche. Das L-Band-RVoG zeigt wiederum keinen erkennbaren Zusammenhang mit dem Laser-DCM. Insgesamt wird die Bestandeshöhe weit überschätzt.

	Baumart	Stadium	Dichte	Laser DCM		X-/P-Band DCM		L-Band RVoG	
				Mittel ± Stabw [m]	Spannweite	Mittel ± Stabw [m]	Spannweite	Mittel ± Stabw [m]	Spannweite
23	Misch	JS	2	3.67 ± 6.31	32.18	-0.53 ± 2.77	21.57	14.88 ± 5.69	42.49
1	Misch	JS	2	3.67 ± 3.31	23.47	4.65 ± 1.48	7.57	15.80 ± 3.01	22.33

Tabelle 34: Vergleich wichtiger statistischer Parameter von Laser-DCM, X-/P-Band-DCM sowie L-Band-RVoG-Modell für zwei ausgewählte Jungbestände.

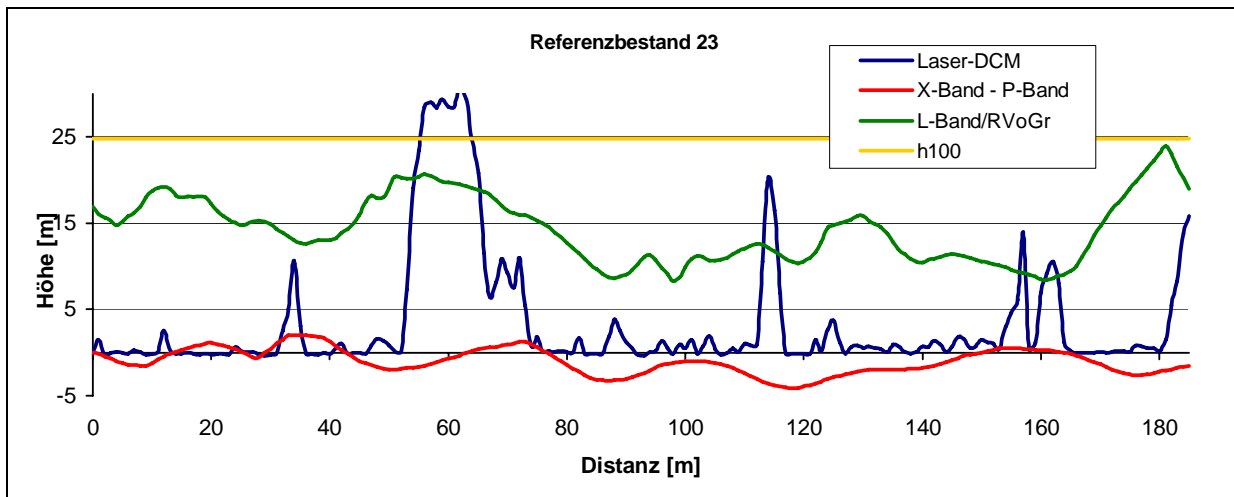


Abbildung 48: Vergleich der Oberflächenmodellierung zwischen Laser-DCM, X-/P-Band-DCM und L-Band-RVoG-Modell anhand eines Profils durch den Referenzbestand 23 (Mischbestand Jugendstadium mit viel Totholz, Dichte 2).

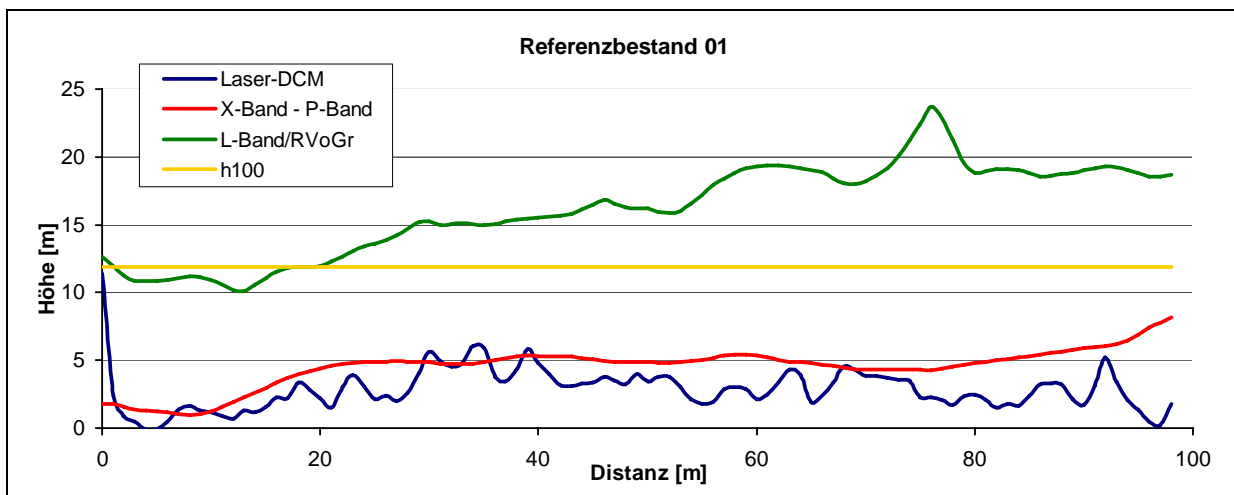


Abbildung 49: Vergleich der Oberflächenmodellierung zwischen Laser-DCM, X-/P-Band-DCM und L-Band-RVoG-Modell anhand eines Profils durch den Referenzbestand 01 (Mischbestand Jugendstadium mit wenig Totholz, Dichte 2).

### 5.3.2.2.3.4 Sonstige Flächen

Auch auf den Freiflächen zeigt sich ein ähnliches Bild. Während das X-/P-Band-DCM um die Bodenoberfläche schwankt, gibt das L-Band-RVoG viel zu hohe Werte wieder, obwohl sich auf den Flächen gar kein Waldbestand befindet.

	Baumart	Stadium	Dichte	Laser DCM		X-/P-Band DCM		L-Band RVoG	
				Mittel ± Stabw. [m]	Spannweite	Mittel ± Stabw. [m]	Spannweite	Mittel ± Stabw. [m]	Spannweite
28	Wiese			0.04 ± 0.40	2.91	0.81 ± 11.54	50.63	38.56 ± 6.76	32.46
18	Wiese			0.04 ± 0.40	5.58	6.97 ± 8.45	53.98	31.05 ± 6.55	37.47

Tabelle 35: Vergleich wichtiger statistischer Parameter von Laser-DCM, X-/P-Band-DCM sowie L-Band-RVoG-Modell für zwei Wiesenflächen.

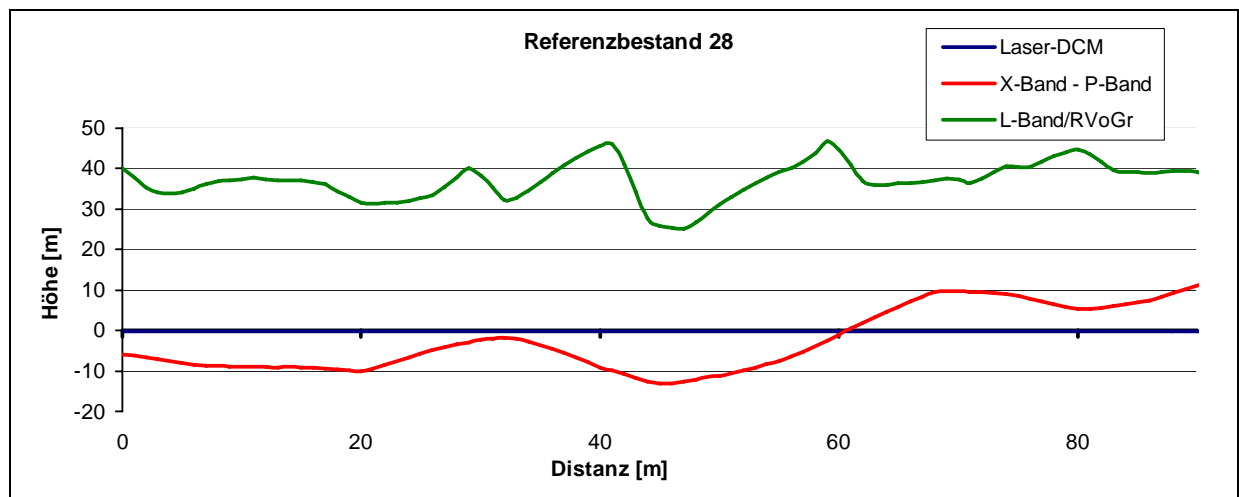


Abbildung 50: Vergleich der Oberflächenmodellierung zwischen Laser-DCM, X-/P-Band-DCM und L-Band-RVoG-Modell anhand eines Profils durch den Referenzbestand 28 (Wiese).

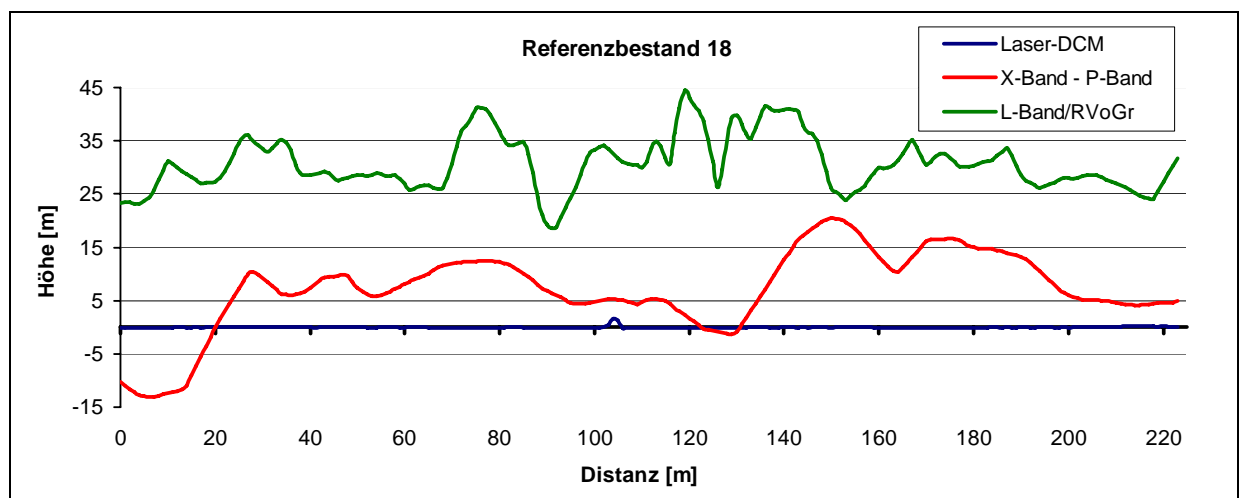


Abbildung 51: Vergleich der Oberflächenmodellierung zwischen Laser-DCM, X-/P-Band-DCM und L-Band-RVoG-Modell anhand eines Profils durch den Referenzbestand 18 (Wiese).

### 5.3.2.3 Diskussion

#### Eignung der Spitzenhöhe

Da die Höhenmodelle aus dem interferometrischen Radar eine gröbere räumliche Auflösung haben und die Radarwellen teilweise in das Kronendach eindringen, konnte die Höhenmessgenauigkeit nicht auf der Ebene des Einzelbaumes, sondern nur auf Kleinflächen (Inventurpunkte) bzw. Bestandesebene (Referenzbestände) überprüft werden. Als Referenzhöhe für den Vergleich der verschiedenen Bestandeshöhenmodelle wurde die Spitzenhöhe ( $h_{100}$ ) ausgewählt. Dafür sprechen die folgenden Gründe:

1. Bereits ASSMANN (1959) weist darauf hin, dass die Oberhöhe der Bestandesmittelhöhe vorzuziehen ist.
2. Da mit Fernerkundungsdaten vor allem die Bäume der Oberschicht abgebildet werden können, sollte sich die verwendete Bestandeshöhe auch auf diesen Bereich beziehen. Dieser Ansatz wurde bereits von AKCA und ZINDEL (1987) erfolgreich im Rahmen von Luftbildauswertungen eingesetzt.
3. Sie kann sowohl in wenig strukturierten als auch in mehrschichtigen, gemischten Beständen angewendet werden, weil sie anders als z. B. die Mittelhöhe, nur durch die höchsten Bäume bestimmt wird. Somit haben kleine Bäume in niedrigeren Schichten oder eine kleinere Gesamtzahl von Bäumen in einem lichten Wald kaum Einfluss auf die Bestimmung dieser Bestandeshöhe.
4. Es handelt sich um eine Bestandeshöhe mit einer weiten Verbreitung in vielen Ländern.
5. Spitzenhöhen sind im Gelände einfacher zu bestimmen als Mittelhöhen.
6. Spitzenhöhen unterliegen weniger rechnerischen Verschiebungen durch Niederdurchforstungen.

Bei der Bestimmung der Spitzenhöhe aus den Laser-Daten zeigte sich, dass bei den Jugendstadien mit stehendem Totholz und den Plenterstadien kein sinnvoller Zusammenhang zu den am Boden berechneten Spitzenhöhen hergestellt werden konnte. So lagen die Laser-Spitzenhöhen bei den Jugendstadien weit über den aus den Bodendaten berechneten Spitzenhöhen. Der Grund dafür ist, dass mit dem vorgestellten Ansatz nicht zwischen lebenden und toten Bäumen unterschieden werden kann. Dadurch gehen die toten Bäume mit in die Berechnung der Spitzenhöhen ein, so dass diese über den Bodenwerten liegen. Auch bei den Plenterstadien war es nicht möglich, die Spitzenhöhe mit dem vorgestellten Ansatz aus den Laserdaten herzuleiten. Dieser führte nämlich ebenfalls zu einer Überschätzung der aus Geländemessungen bestimmten Spitzenhöhen. Die Erklärung dafür ist, dass in den Plenterstadien sehr große Bäume vorkommen, die die Flächen überragen. Da diese Bäume über eine riesige Kronenfläche verfügen ist es möglich, dass sie den überwiegenden Teil der 10 % höchsten Werte des Laser-DCM umfassen und so zur Überschätzung der Spitzenhöhe beitragen.

Abgesehen von diesen beiden Spezialfällen, wie sie vor allem im Naturwald auftreten, hat sich der Ansatz mit der Spitzenhöhe als Referenzhöhe zum Vergleich der unterschiedlichen Sensoren jedoch bewährt.

#### X-Band-DCM

Beim Vergleich zwischen X-Band- und Laser-DCM zeigte sich, dass die errechneten Bestandeshöhen mit einem Bestimmtheitsmaß von 0.93 und einem RMS-Fehler von 3,2 m gut geschätzt werden können. Damit liegt die Genauigkeit in einem Bereich der auch von anderen Autoren, die erzielt wurde (HYPPÄ et al. 2000, TREUHAFT und SIQUEIRA 2000, NEEFF et al. 2005).



Es zeigte sich aber auch, dass die Spitzenhöhe um durchschnittlich 35 % unterschätzt wird. Mit Ausnahme der Jugendstadien mit Totholz und der Plenterstadien gilt dieser Trend für alle Referenzbestände. Auch auf den Inventurpunkten, die keine explizit homogene Waldstruktur besitzen, konnte dieses Ergebnis bestätigt werden, auch wenn hier eine deutlich stärkere Streuung der Werte festzustellen war. Diese kann jedoch auf die Lagegenauigkeit der Inventurpunkte zurückgeführt werden. Da sie nur mit einer Genauigkeit von unter 5 m eingemessen werden konnten, stimmen die Daten der Inventurpunkte nicht genau mit den Daten aus den Höhenmodellen überein. Berücksichtigt man dazu noch, dass die Waldstrukturen sehr kleinflächig variieren können und die Flächengröße der Inventurpunkte nur bei 500 m<sup>2</sup> liegt, kann die Streuung der Werte gut erklärt werden. Damit konnte gezeigt werden, dass die Spitzenhöhe prinzipiell aus X-Band-Daten bestimmt werden kann, indem die Eindringtiefe im konkreten Fall mit 1,5 korrigiert wird. Dabei müssen jedoch mehrere Faktoren berücksichtigt werden:

- Aus den X-Band-Daten alleine kann keine Bestandeshöhe abgeleitet werden. Zusätzlich wird ein DTM benötigt. Die aus dem X-Band-DSM berechnete Bestandeshöhe ist damit auch stark von der Genauigkeit des zugehörigen Bodenmodells abhängig. Insbesondere über Gebieten mit ausgeprägter Topographie ist daher ein qualitativ hochwertiges Bodenmodell notwendig. Das beste flächendeckend für Deutschland vorliegende Bodenmodell der Landesvermessungsämter ist das DGM 25. Ob sich dieses Bodenmodell in Verbindung mit dem X-Band-DSM zur Bestimmung von Bestandeshöhen eignet, ist noch zu untersuchen. Aufgrund der geringen Auflösung von maximal 25 m und in Waldgebieten von oft nur 50 m bei einer Höhenmessgenauigkeit von 2 bis 3 m sind in Mittelgebirgs- und Gebirgslagen auf dieser Grundlage vermutlich nur sehr grobe Abschätzungen von Bestandesmittelhöhe und damit des Holzvolumens möglich. Durch Laserscanningbefliegungen, die von einigen Vermessungsbehörden bereits durchgeführt wurden, ist eine enorme Verbesserung der flächendeckend vorliegenden Bodenmodelle zu erwarten. Beispielsweise hat das auf Teilflächen schon vorliegende Bodenmodell von Baden-Württemberg eine Auflösung von 1 m bei einer Höhengenaugigkeit von 0,5 m. Damit wäre eine geeignete Grundlage für die Verwendung von X-Band-Daten vorhanden.
- Die errechnete durchschnittliche Eindringtiefe von 35 % kann nicht als fixer Wert betrachtet werden, da sie durch die Waldstruktur und hier in erster Linie durch die Bestandesdichte und die Baumartenzusammensetzung beeinflusst wird. Das heißt, je dichter der Bestand und je größer der Laubbaumanteil, desto geringer ist die Eindringtiefe des X-Bandes. Damit besteht die Problematik, dass das Messergebnis durch nicht im Voraus bekannte Eigenschaften des Untersuchungsobjektes beeinflusst wird.

Der lineare Zusammenhang zwischen Eindringtiefe und Bestandeshöhe erscheint zunächst erstaunlich, da doch eigentlich ein konstanter Betrag zu erwarten gewesen wäre. Der Grund dafür ist wohl darin zu sehen, dass in Naturwäldern mit sehr großen Bäumen die Dichte des oberen Kronenbereiches geringer ist als in niedrigeren, weniger strukturierten Beständen. Das hat zur Folge, dass der Betrag der Eindringtiefe dort ebenfalls größer ist. Ob dieser Zusammenhang auch auf andere Wälder übertragen werden kann, muss in weiteren Untersuchungen geklärt werden.

Aufgrund der Geometrie des Seitensichtradars konnten auch Randeffekte festgestellt werden. Diese treten besonders an Flächen mit abrupter Änderung der Bestandeshöhe auf (z. B. an Waldrändern zu Wiesen, zwischen Alt- und Jungbeständen). Die Rückstreuungszentren werden dabei durch umliegende Bäume beeinflusst und nach oben hin verschoben. Dadurch wird an Bestandesrändern keine korrekte Höhe wiedergegeben. Da das X-Band-DSM aus zwei

Aufnahmerichtungen berechnet wurde, sind Abschattungen sowohl im nördlichen als auch südlichen Ende der jeweiligen Fläche vorhanden.

Ein wichtiger Einflussfaktor auf die interferometrische Eindringtiefe von X-Band in den Wald ist der Feuchtigkeitsgehalt zum Zeitpunkt der Aufnahme, der wiederum die Dielektrizitätskonstante beeinflusst (HENDERSON und LEWIS 1998). Da sich der Feuchtigkeitsgehalt in Abhängigkeit von Jahreszeit und Witterung verändert, könnte auch dieser Faktor einen Einfluss auf die Baumhöhenbestimmung haben. Ob und inwieweit das der Fall ist, müsste in Folgestudien geklärt werden.

### **X-P-Band-DCM**

Im Zuge der Analysen konnte für diese Variante eine Kombination der individuellen Fehlerquellen von X- und P-Band nachgewiesen werden. Zum einen führt eine zunehmende Bestandeshöhe zu einem linearen Fehler des X-Bandes (Unterbestimmung), im P-Band wirkt sich diese als Überbestimmung in Form einer Potenzfunktion mit der Bestandeshöhe aus. Daraus resultiert bei Kombination beider Höhenmodelle eine zunehmende Unterbestimmung der Bestandeshöhe mit zunehmender Bestandeshöhe.

Die Ergebnisse zeigen, dass über großen, homogenen Flächen (0,2 – 6 ha) eine grobe Abschätzung der Bestandeshöhe möglich ist, wenn diese über eine Ausgleichsfunktion mit der Höhe korrigiert wird. Allerdings besteht auch hier eine Abhängigkeit von den jeweiligen Waldstrukturen. Innerhalb kleinräumiger Flächen wie den Inventurpunkten (500 m<sup>2</sup>) kann dagegen keine Aussage über die Bestandeshöhe getroffen werden, da lokal sehr starke Unterschiede zwischen dem X-/P-Band-DCM und der berechneten Laser Spitzhöhe auftreten. Dies zeigt sich besonders anhand der sehr starken Streuung der Werte im Vergleich zu den auf den Inventurpunkten bestimmten Höhen. Nur ein geringer Teil der Streuung ist durch die Lageungenauigkeit der Inventurpunkte bedingt. NEEFT et al. (2005) verwendeten ebenfalls X- und P-Band zur Bestimmung von Bestandeshöhen und erreichten dabei eine gutes Bestimmtheitsmaß von 0,83. Allerdings zeigen ihre Ergebnisse eine Unterbestimmung der niedrigen und eine Überbestimmung der hohen Bestände. Darüber hinaus erreichte keiner der von ihnen verwendeten Referenzbestände eine Spitzhöhe von über 25 m.

Bessere Ergebnisse erzielten ANDERSEN et al. (2003). Sie konnten in einem Wald aus Douglasie und Helmlocktanne die Kronenlänge und -Basis mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,89 bzw. 0,85 bestimmen. Dazu verwendeten sie multiple Regressionen, in die verschiedene InSAR Ableitungen aus X- und P-Band als unabhängige Variablen einfließen.

### **L-Band-RvoG-Modell**

Die Auswertung der Pol-InSAR-Daten mit dem RVoG-Modell basiert nicht nur auf der interferometrischen Phase, sondern auf der interferometrischen Kohärenz mit Phase. Bei der Invertierung wird die Bestandeshöhe direkt abgeleitet, so dass kein Bestandeshöhenmodell berechnet und anschließend korrigiert werden muss. Über den homogenen Referenzbeständen (0,2 - 6 ha) konnten gute Ergebnisse (Korrelationskoeffizient 0,7) erzielt werden. Während die Bestandeshöhen im Bereich von 20 - 35 m übereinstimmten, wurden niedrigere Bestände tendenziell überbestimmt. In diesen Höhenbereichen wirken sich kleinere Dekorrelationseffekte sehr stark aus, die vermutlich durch temporäre Dekorrelation zwischen beiden Aufnahmen verursacht wurden. METTE et al. (2006) konnten für den Stadtwald von Traunstein mit einem ähnlichen Verfahren sogar deutlich bessere Ergebnisse erzielen. Sie erreichten für die Bestimmung der Bestandeshöhen eine Bestimmtheitsmaß von 0,92.

Dagegen konnte für die Inventurpunkte – ähnlich X-minus P-Band - aufgrund einer hohen Streuung keine Korrelation zwischen L-Band Pol-InSAR Bestandeshöhe und Inventurpunkt-Bestandeshöhe festgestellt werden. Diese Streuung zusammen mit den Profilen durch die Referenzbestände weisen darauf hin, dass lokal sehr starke Unterschiede zwischen beiden Modellen vorhanden sind, die sich erst über eine größere Fläche (0,2 - 6 ha) ausgleichen.

Zusammengefasst konnten mit dem X-Band-DCM die besten Resultate für die Bestandeshöhenermittlung erzielt werden und das mit einer relativ guten räumlichen Auflösung, die auch für Inventurpunkte gute Ergebnisse zeigte. Auch das RVoG-Modell liefert über größere Flächen brauchbare Bestandesmittelhöhen. Das X-P-Band-DCM ist hingegen nur für Regionen geeignet, in denen die Bestandeshöhe 30 m nicht überschreitet.

Als Ergebnis weisen Höhenmodelle aus Radardaten eine geringere räumliche Auflösung und Genauigkeit auf als Höhenmodelle aus Laserscanning.

### **5.3.3 Digital Mapping Camera**

#### **5.3.3.1 Methodisches Vorgehen**

Für die Berechnung des Oberflächenmodells wurde ein automatisierter Ansatz auf Basis des Match-T-Algorithmus verwendet, der auf Grundlage der Bildzuordnung und der Oberflächenrekonstruktion mit finiten Elementen arbeitet (ACKERMANN und KRZYTEK 1991). Dazu wird im ersten Schritt aus dem Stereobildpaar ein epipolares oder normalisiertes Bild erzeugt. Im nächsten Schritt werden Bildpyramiden mit bis zu 10 Stufen aufgebaut. Jede Stufe repräsentiert dabei eine andere Auflösung. Dazu wird die Bildinformation schrittweise reduziert, so dass in der größten Stufe schließlich nur die wichtigsten Strukturen und Objekte übrigbleiben. Um das zu erreichen, wird das jeweilige Bild mit einem Gaußfilter bearbeitet, so dass ein zweites Bild mit halbiertes Pixelzahl entsteht, welches wiederum mit einem Gaußfilter bearbeitet wird und so fort, bis die gewünschte Anzahl von Pyramidenstufen erstellt ist. Anschließend erfolgt die Ableitung der Höhenpunkte auf Basis einer merkmalsbasierenden Bildzuordnung. Dazu wird zunächst die Position von Punkten mit dem Förstner-Operator (FÖRSTNER 1986) entlang der Epipolarlinien abgeleitet. Mit der anschließenden Bildkorrelation werden die Höhenwerte für die korrespondierenden Punkte berechnet. Im nächsten Schritt wird die Oberfläche mit einer robusten DTM-Filterung, basierend auf finiten Elementen, erzeugt. Ist das grobe DSM errechnet, so wird es in den nächsten Pyramidenstufen kontinuierlich verbessert. Das in der vorhergehenden Stufe erzeugte DSM dient im nächsten Schritt als Vorinformation für die Erzeugung des DSM in der nächstniedrigeren Stufe. Durch die von Pyramidenstufe zu Pyramidenstufe steigende Bildinformation wird ein immer genaueres DSM erzeugt (KRZYTEK und WILD 1992).

Die DSM-Berechnung wurde mit der Software „Image Station Automatic Elevations“ (ISAE) durchgeführt. Diese Software erlaubt es, die volle 12-bit-Auflösung der Bilder zu nutzen. Als Voreinstellung wird der grüne Kanal für die Bildkorrelation verwendet. Eine Gewichtung der drei Bildkanäle war nicht möglich. Um eine ausreichende Redundanz zu erreichen, wurde die Punktdichte maximiert, indem die Messwerte für jede epipolare Linie hergeleitet wurden. Dadurch konnte eine Dichte von 18 3D-Punkten/m<sup>2</sup> erreicht werden. Dabei lag der mittlere Punktabstand quer zur Flugrichtung bei 11 cm und senkrecht zur Flugrichtung bei 66 cm. Nach der robusten Filterung der 3D-Punkte zeigte die bereinigte Punktwolke nur noch eine mittlere Dichte von 11 Punkten/m<sup>2</sup>, was auf einen Anteil von etwa 30 % fehlerhaften Punkten schließen lässt. Als Auflösung des Grids wurde 1,5 m gewählt. Durch Subtraktion des Laser-DTM aus

der Winterbefliegung vom durch Bildzuordnung abgeleiteten DSM wurde das im folgenden als Photo-DCM bezeichnete Bestandeshöhenmodell berechnet (AULINGER 2005).

### 5.3.3.2 Ergebnisse

#### 5.3.3.2.1 Ergebnisse für Referenzflächen und Inventurpunkte

Abbildung 52 stellt die berechnete Bestandeshöhe aus Photo-DCM und Laser-DCM auf den Referenzbeständen gegenüber. Aus dem Bestimmtheitsmaß von 0,98 geht deutlich hervor, dass beide Bestandeshöhenmodelle relativ gut übereinstimmen. Allerdings wird die aus Laserscanningdaten abgeleitete Bestandeshöhe um ca. 13 % unterschätzt.

Selbst für die Plenterstadien ist eine relativ gute Übereinstimmung festzustellen. Eine deutliche Abweichung ist jedoch bei den Jugendstadien mit Totholz zu sehen. Während die Laserhöhen das stehende Totholz repräsentieren, werden diese beim Photo-DCM weggefiltert. Wie bei den Radardaten wurden deshalb sowohl die Plenter- als auch die Jugendstadien nicht in die Trendberechnung einbezogen.

Für die Inventurpunkte konnten sehr ähnliche Ergebnisse erzielt werden. Die durchschnittliche Unterschätzung der Spitzenhöhe beträgt hier 8 %. Auch die Walddichte hat einen gewissen Einfluss auf die Ergebnisse. Je dichter der Waldbestand, desto geringer sind die Abweichungen und desto geringer ist die Streuung der Ergebnisse (Abbildung 53).

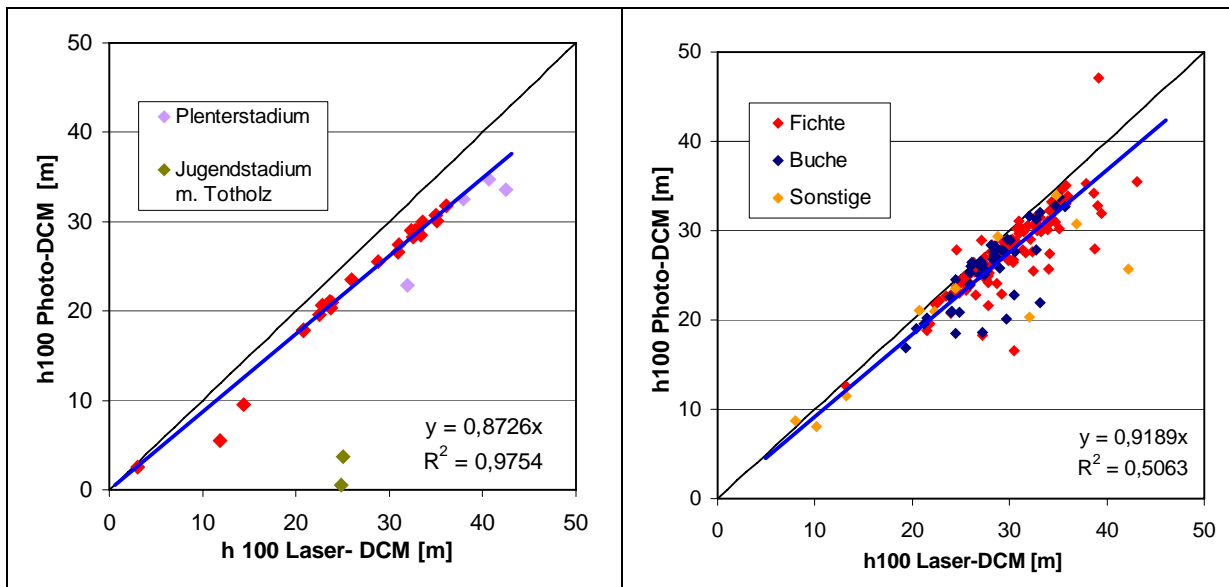


Abbildung 52: Vergleich der aus Photo-DCM und Laser-DCM berechneten Bestandeshöhen auf den Referenzbeständen (links) und den Inventurpunkten (rechts).

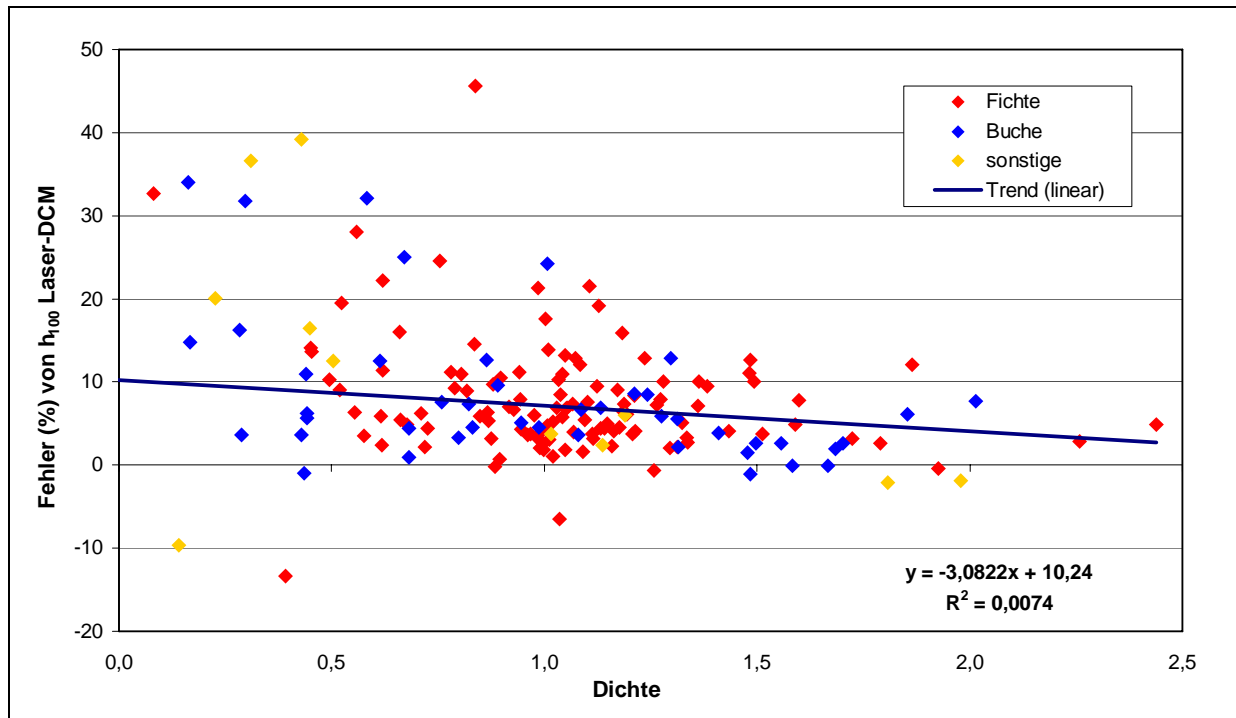


Abbildung 53: Abhängigkeit der Bestandeshöhenermittlung von der Bestandesdichte auf den Inventurpunkten.

Zur Veranschaulichung dieser Ergebnisse werden im Folgenden einzelne charakteristische Referenzbestände näher beschrieben.

### 5.3.3.2.2 Altbestände

Referenzbestand 35 ist ein Nadelwaldbestand mit der Dichte 3 (Abbildung 54). Das Laser-DCM gibt deutlich die größeren Lücken im Bestand wieder und erreicht an manchen Stellen fast die Bodenoberfläche. Das zeigt sich auch in der Höhenverteilung des Laser-DCM, die sich über eine sehr große Spannweite von 0 bis über 26 m erstreckt. Auch die Standardabweichung ist mit 4,25 m vergleichsweise hoch. Das Photo-DCM dagegen weist einen deutlich glatteren Verlauf und eine geringere Spannweite auf. Die Standardabweichung beträgt hier nur 2,5 m. Aus dem Profil wird deutlich, dass das Photo-DCM die Einzelbäume nicht so gut modelliert, wie das Laser-DCM. Es zeigt sich, dass das Photo-DCM die Baumspitzen des Laser-DCM um ca. 2 bis 3 m unterbestimmt. Die Lücken zwischen den Bäumen werden kaum erfasst. Hier treten Abweichungen von bis zu 17 m auf. Folge ist, dass das Photo-DCM im Durchschnitt 1,8m über dem Laser-DCM liegt.

	Baumart	Stadium	Dichte	Laser DCM		Photo DCM		Laser- Photo-DCM	
				Mittel ± Stabw [m]	Spannweite	Mittel ± Stabw [m]	Spannweite	Mittel ± Stabw [m]	RMSE
35	Ndh	RS	3	15.05 ± 4.25	24.39	16.69 ± 2.75	19.35	-1.78 ± 3.59	4.01
3	Lbh	RS	3	16.73 ± 2.30	13.50	16.76 ± 2.20	15.39	-0.03 ± 0.96	0.96

Tabelle 36: Vergleich wichtiger statistischer Parameter von Laser-DCM und Photo-DCM für drei ausgewählte Altbestände.

Die beste Übereinstimmung von Laser-DCM und Photo-DCM wird über dichten Laubwaldbeständen erreicht, da diese eine einheitliche, geschlossene Oberfläche ohne abrupte Höhenunterschiede aufweisen. Hier ist das Kronendach so dicht, so dass auch das Laser-DCM nicht auf den Boden zu dringen vermag. Für Referenzbestand 03 zeigen beide DCM einen annähernd gleichen Verlauf, was auch durch die nahezu identischen Werte der statistischen Parameter unterstrichen wird (Abbildung 55).

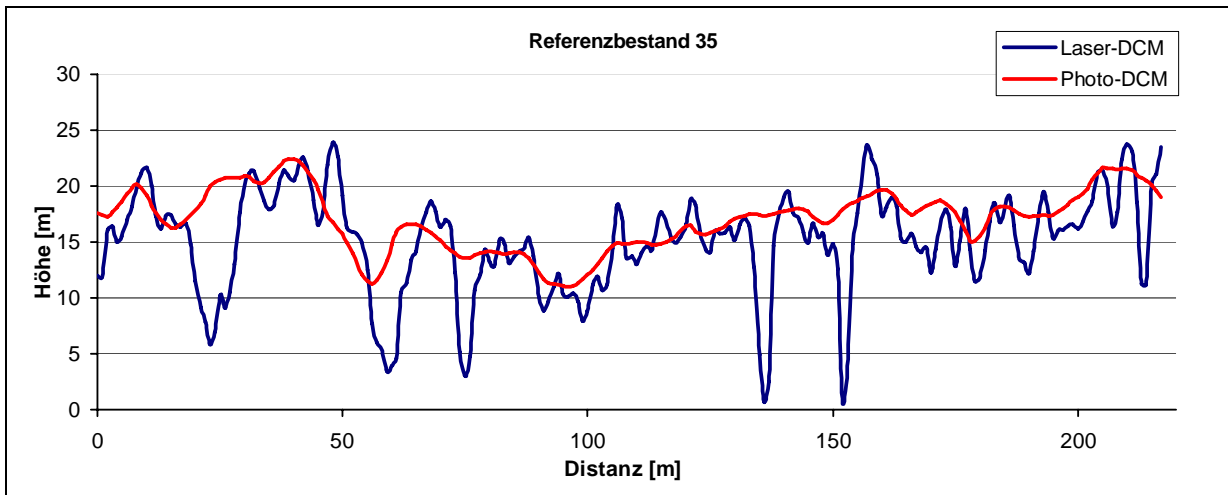


Abbildung 54: Vergleich der Oberflächenmodellierung zwischen Laser-DCM und Photo-DCM anhand eines Profils durch den Referenzbestand 35 (Nadelwald Reifungsstadium Dichte 3). Die Abbildung zeigt deutlich, dass die Baumspitzen durch das Photo-DCM abgeschnitten werden. Auch die Bereiche zwischen den Bäumen werden durch das Photo-DCM nur schlecht wiedergegeben.

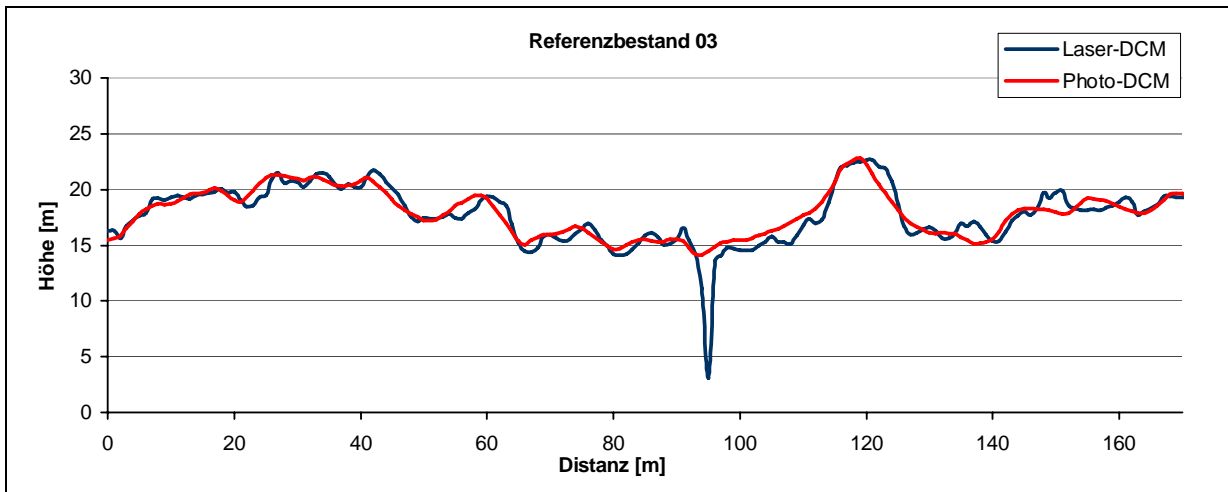


Abbildung 55: Vergleich der Oberflächenmodellierung zwischen Laser-DCM und Photo-DCM anhand eines Profils durch den Referenzbestand 03 (Laubwald Reifungsstadium Dichte 3). Bei einem gleichförmigen Oberflächenverlauf ohne abrupte Höhenänderungen erreicht das Photo-DCM eine sehr gute Übereinstimmung mit dem Laser-DCM.

### 5.3.3.2.3 Jungbestände

Referenzbestand 23 stellt einen Bestand mit einer noch großen Anzahl von stehendem Totholz dar, was gut im Profil des Laser-DCM zu erkennen ist, da die Baumstümpfe vom Laserscanning modelliert werden (Abbildung 56). Im Profil des Photo-DCM sind die Baumstümpfe nicht zu erkennen, da sie in Folge der robusten Filterung wegfallen. Das Ergebnis ist eine im Vergleich zum Photo-DCM weit größere Spannweite und Standardabweichung des Laser-DCM. Ansonsten ist eine nur sehr niedrige Verjüngungsschicht im Laser-Profil zu erkennen, die vor Ort als ungefähr hüfthoch eingestuft wurde. Das Photo-DCM gibt diese Höhe mit einem Mittelwert von  $-0,36$  zu niedrig wieder.

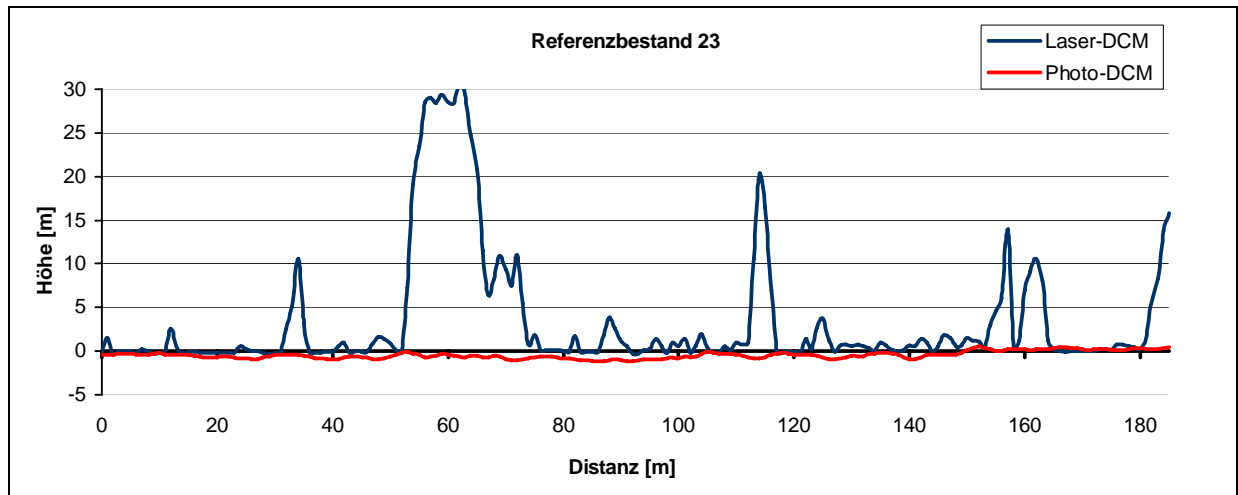


Abbildung 56: Vergleich der Oberflächenmodellierung Laser-DCM und Photo-DCM anhand eines Profils durch den Referenzbestand 23 (Mischbestand Jugendstadium mit viel Totholz, Dichte 2). Die stehenden Baumstümpfe sind im Laser-DCM deutlich zu erkennen, während sie im Photo-DCM vom verwendeten Filter eliminiert wurden.

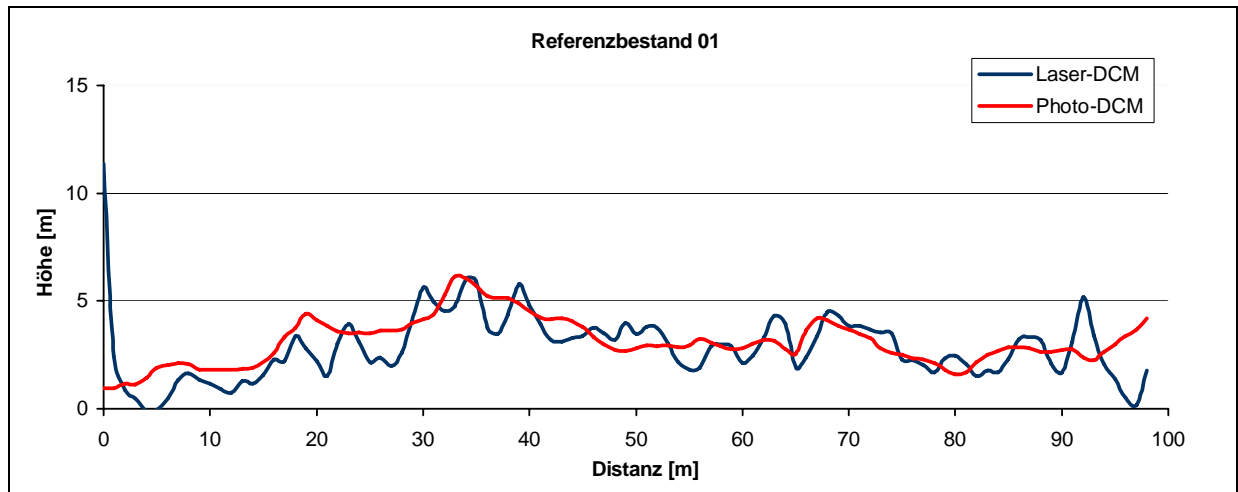


Abbildung 57: Vergleich der Oberflächenmodellierung Laser-DCM und Photo-DCM anhand eines Profils durch den Referenzbestand 01 (Mischbestand Jugendstadium mit wenig Totholz, Dichte 2).

Bei Referenzbestand 1 handelt es sich um ein Jugendstadium mit nur wenig stehendem Totholz (Abbildung 57). In den Bereichen ohne Totholz zeigen die beiden Modelle eine gute Übereinstimmung. Die mittlere Abweichung beträgt hier nur 0,36 m.

	Baumart	Stadium	Dichte	Laser DCM		Photo DCM		Laser- Photo-DCM	
				Mittel $\pm$ Stabw. [m]	Spannweite	Mittel $\pm$ Stabw. [m]	Spannweite	Mittel $\pm$ Stabw. [m]	RMSE
23	Misch	JS	2	3.67 $\pm$ 6.31	32.18	-0.63 $\pm$ 0.51	4.56	4.15 $\pm$ 6.58	7.78
1	Misch	JS	2	3.25 $\pm$ 3.31	23.47	2.90 $\pm$ 1.44	8.62	0.36 $\pm$ 3.47	3.49

Tabelle 37: Vergleich wichtiger statistischer Parameter von Laser-DCM und Photo-DCM für zwei Jungbestände.

### 5.3.3.2.4 Sonstige Flächen

Bei dem Referenzbestand 28 handelt es sich um eine Wiese. Das Profil in Abbildung 58 zeigt einen sehr ähnlichen Verlauf von Laser- und Photo-DCM. Der hohe Mittelwert des Photo-DCM erklärt sich daraus, dass im Randbereich der Wiese sehr hohe Werte vorhanden sind, die aber im Profil nicht dargestellt werden. Der Grund dafür ist wahrscheinlich im DSM-Algorithmus zu suchen.

	Baumart	Stadium	Dichte	Laser DCM		Photo DCM		Laser- Photo-DCM	
				Mittel ± Stabw [m]	Spannweite	Mittel ± Stabw [m]	Spannweite	Mittel ± Stabw [m]	RMSE
28	Wiese			-0.14 ± 0.56	2.91	3.54 ± 4.62	17,07	-3.68 ± 4.58	5.87

Tabelle 38: Vergleich wichtiger statistischer Parameter von Laser-DCM und Photo-DCM für eine Wiesenfläche.

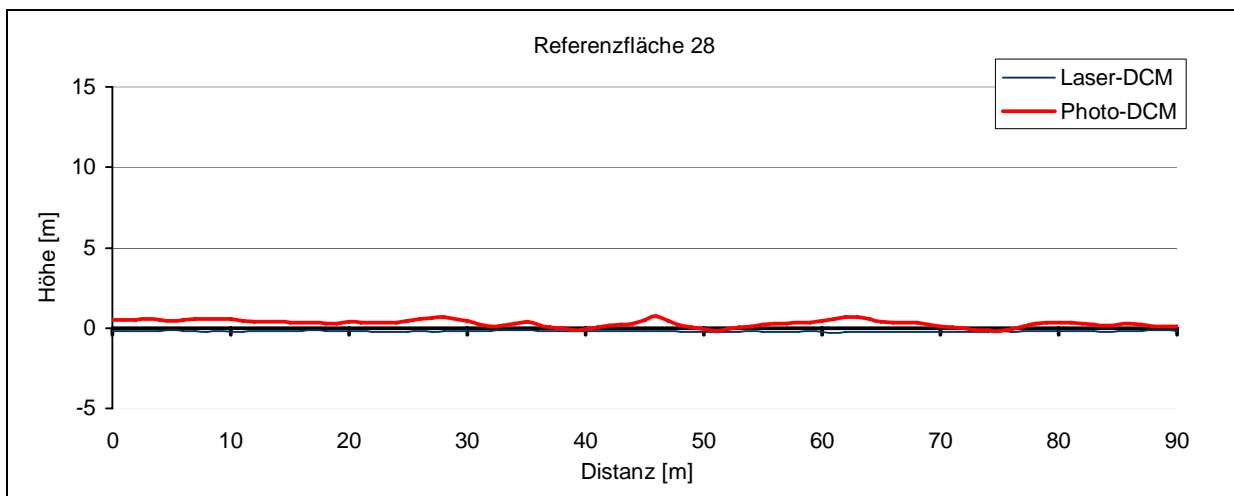


Abbildung 58: Vergleich der Oberflächenmodellierung zwischen Laser-DCM und Photo-DCM anhand eines Profils durch den Referenzbestand 28 (Wiese).

### 5.3.3.3 Diskussion

Diese Ergebnisse zeigen klar das Potential der DSM-Generierung aus digitalen Luftbildern für Waldoberflächen. Die Punktdichte von zugeordneten 3D-Punkten ist mit 18/m<sup>2</sup> sogar höher als die des TopoSys-Scanners, der für seine hohe Punktdichte bekannt ist. Die angewendete Methode führt bei der Rekonstruktion von Laubwaldoberflächen zu ähnlich guten Ergebnissen wie Laserscanning. Allerdings funktioniert die Methode nur eingeschränkt, wenn Nadelbäume in der Szene vorkommen. Dann nämlich schneidet der Algorithmus die Spitzen der Bäume ab und füllt die Bereiche zwischen den Bäumen auf. Auch kleine Lücken im Bestand konnten mit dem Photo-DSM nicht bestimmt werden. Beim Vergleich von Oberflächenmodellen aus Daten der HRSC-A-Kamera und terrestrisch gemessenen Baumhöhen konnten HESE und LEHMANN (2000) ähnliche Effekte beobachten. Diese Ergebnisse können auf die folgenden Ursachen zurückgeführt werden:

1. Die Bildzuordnung funktioniert in den nicht einsehbaren und beschatteten Bereichen, die vor allem bei Nadelwaldoberflächen auftreten, nicht optimal.
2. Da die automatische Bildzuordnung in ISAE auf zwei Stereobilder beschränkt ist, konnte ein hoher Anteil fehlerhafter Punkte beobachtet werden (bis zu 30 %). Dadurch war eine korrekte Filterung der Bestandesoberfläche sehr schwierig.
3. Die einzelnen Bäume - Objekte mit großen x-Parallaxen - werden von dem verwendeten Filteralgorithmus abgeschnitten, da dieser nur eine bestimmte Abweichung von dem DSM der höheren Pyramidenstufe zulässt.



Der Algorithmus wurde ursprünglich für die DTM-Generierung speziell in offenen Bereichen entwickelt. Aufgrund der benutzten robusten Statistik soll der verwendete Ansatz kleine Objekte, die wie Bäume aus der Oberfläche herausragen, eliminieren, wenn die Majorität der korrelierten Messwerte die Bodenoberfläche repräsentiert. Deshalb sind die ungünstigen Ergebnisse bei Nadelbäumen vor allem dadurch bedingt, dass diese Art der DSM-Rekonstruktion noch nicht auf die Modellierung von Bäumen angepasst wurde. Insbesondere führen die beim Übergang von einem auf den nächsten Pyramidenlayer verwendeten Toleranzgrenzen dazu, dass sowohl die Baumspitzen als auch die Täler zwischen den Bäumen gar nicht modelliert werden können (siehe Abbildung 59). Trotz dieser Limitierungen bei der Modellierung von Einzelbäumen kann der vorgestellte Ansatz für Höhenschätzungen auf Bestandesebene eingesetzt werden. SCHARDT et al. (2004) kommen bei der DSM-Ableitung aus Farb-Infrarotluftbildern im Maßstab 1:15.000 zu schlechteren Ergebnissen. Beim Vergleich von Höhenmessungen aus dem photogrammetrisch abgeleiteten DSM und terrestrischen Messungen stellten sie durchschnittliche Differenzen von 7,4 m fest. Daraus schlossen sie ebenfalls, dass zwar keine Einzelbaumhöhen aber zumindest Bestandeshöhen aus den optischen Daten abgeleitet werden können. Bei Eichen und Buchen kommt FUCHS (2003) zum Ergebnis, dass die theoretische Höhenmessgenauigkeit von 0,06 bis 0,08 % der Flughöhe nicht erreicht werden kann. In seiner Untersuchung stellte er nur eine Messgenauigkeit von 1 bis 2,5% der Flughöhe fest. Diese Ergebnisse bestätigen die Definitionsunsicherheit, die von KRAUS (1997) für Bäume und Sträucher angegeben wird.

Zur Verbesserung des eingesetzten Verfahrens gibt es einige Möglichkeiten. Vor allem müssen für die Bildkorrelation die Möglichkeiten genutzt werden, die die mehrfach überlappenden Luftbilder bieten. Im vorliegenden Beispiel liegt eine perfekte Überlappung von mindestens sechs Bildern vor. Durch diese multiple 3D-Überkreuzung könnte eine signifikante Verbesserung der Genauigkeit und Zuverlässigkeit erreicht werden. Unter diesen Voraussetzungen wäre es möglich, den Anteil fehlerhafter Punkte drastisch zu reduzieren, da geometrische Beschränkungen wie epipolare Linien besser genutzt werden könnten.

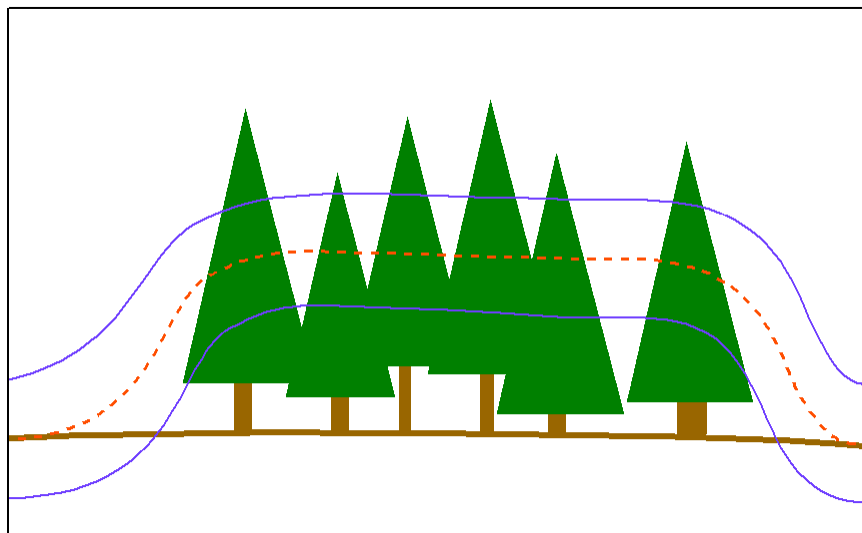


Abbildung 59: Graphische Darstellung des DSM (rot gestrichelt) und der maximal erlaubten Abweichung in den "tieferen" Pyramidenlayern (blau) (SCHADECK 2004).

Darüber hinaus kann durch die Verwendung von mehreren Bildern auch der Anteil von nicht einsehbaren Flächen verringert und damit eine gleichmäßigere Verteilung der Messwerte erreicht werden. So kann die Bildkorrelation auch in verdeckten Bereichen zufriedenstellende Ergebnisse liefern, die immer vorkommen, wenn perspektivische Bilder von hohen Objekten

wie Bäumen verwendet werden. Einen weiteren Ansatz zur Verbesserung stellt die Kombination verschiedener Bildzuordnungstechniken (area based, feature based) dar, wodurch die Anzahl der abgeleiteten Messwerte noch weiter gesteigert werden kann (GRUEN und ZHANG 2006). Auch könnte das simple 2,5D-Modell durch eine wahre 3D-Repräsentation ersetzt werden, die auf einer TIN-Struktur (Triangulated Irregular Network) basiert. Für den Fall, dass Informationen über das Gelände, beispielsweise ein Laser-DSM, vorhanden sind, sollte der Algorithmus in der Lage sein, diese Informationen als Startwerte zu nutzen.

Im Vergleich zum Laserscanning zeigt dieser Einsatz von digitalen Bildern zwei gravierende Vorteile: Erstens liegen die Kosten für die Bilddatenbeschaffung niedriger. Zweitens werden zusätzlich spektrale Informationen gesammelt und stehen für Auswertungen zur Verfügung. Allerdings ist es aus digitalen Bilddaten nur eingeschränkt möglich, Informationen über die vertikale Struktur der Wälder und die Bodenoberfläche zu sammeln. Um die Vorteile beider Sensortypen zu nutzen, bietet es sich an, in Zukunft gekoppelte Systeme für Waldinventuren einzusetzen.

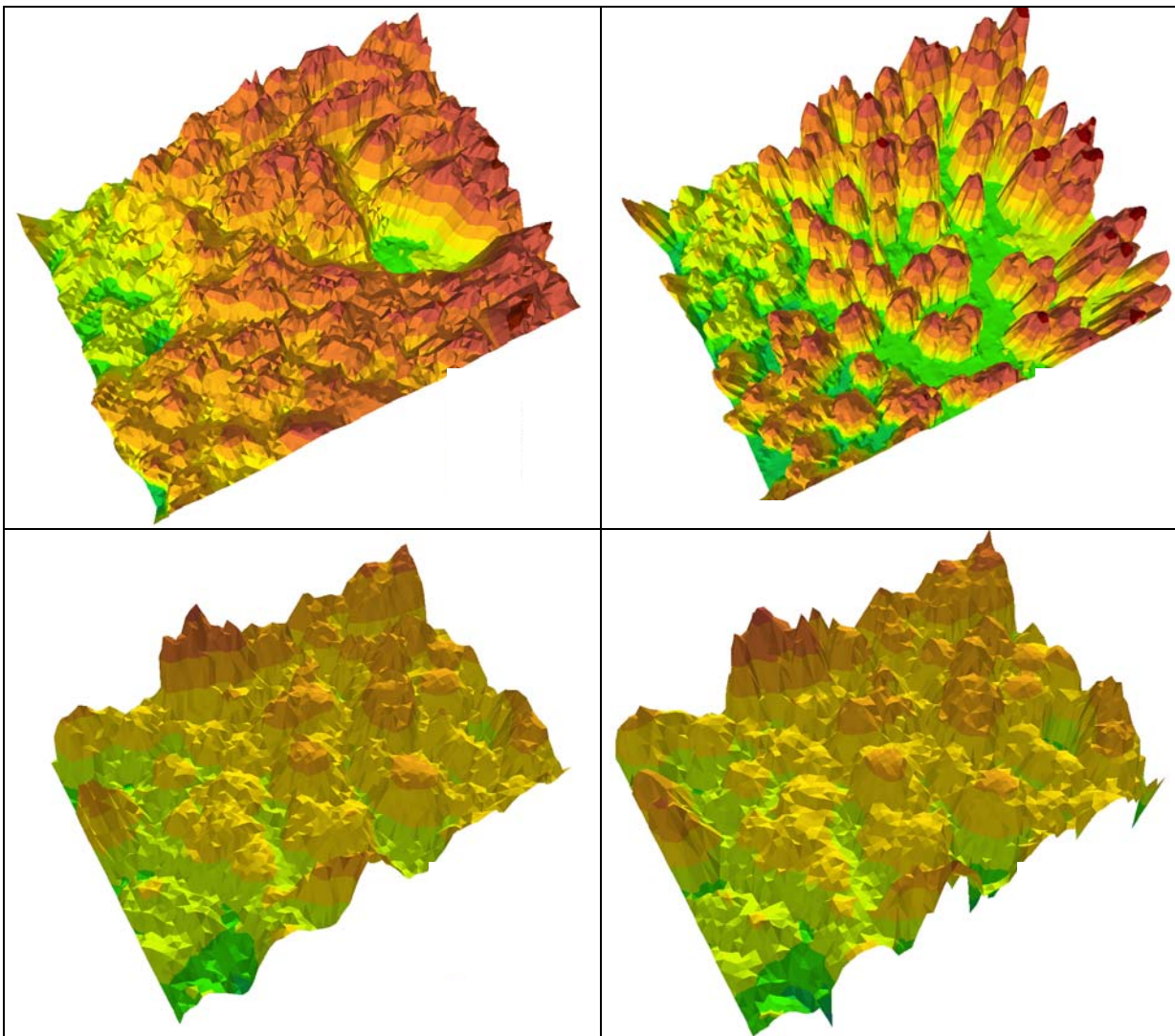


Abbildung 60: Vergleich zwischen Laser-DCM (jeweils rechts) und Photo-DCM (jeweils links) aus dem Fichtenhochlagenbestand 50 Hochwiesel A (oben) und dem Laubbaumbestand 60 Feistenhäng (unten). Deutlich ist zu erkennen, dass in dem Nadelbaumbestand die Wipfel der Bäume sowie die Bereiche dazwischen unbefriedigend modelliert werden, so dass nur eine Bestandeshöhe abgeleitet werden kann. Im Laubbaumbestand hingegen können sogar die Einzelbäume deutlich erkannt werden.

## 6 EINZELBAUMERKENNUNG

### 6.1 Einleitung

Seit Jahrzehnten interpretieren Menschen hochauflösende Luftbilder von Wäldern: sie zählen Stämme, klassifizieren die Arten und bestimmen die Baumhöhen mit Hilfe von Stereoaufnahmen oder durch Messung der Schatten (HILDEBRAND 1996). Die visuelle Interpretation ist zeitaufwendig, als 2D-Anwendung oft nicht besonders genau und gewährt uns nur eine eingeschränkte Information auf Bestandesebene. Darüber hinaus ist sie hochgradig subjektiv. Neue, kostengünstige Methoden werden benötigt, um die manuelle Luftbildinterpretation zu unterstützen oder sogar zu ersetzen. Die semiautomatisierte Kartierung von Einzelbaumkronen (Delinierung und Merkmalsschätzung) ist damit eine Schlüsselaufgabe in der Waldinventurforschung: Mit genau kartierten und klassifizierten Kronen ist es möglich, „Bottom-up“-Berechnungen für eine Vielzahl von Managementzielen durchzuführen, von der Vorratsberechnung bis zur Habitatmodellierung (LECKIE et al. 2003a).

Besonders für Zentraleuropa könnten diese Methoden der Ansatzpunkt für eine breitere Anwendung von Fernerkundungsmethoden bei Waldinventuren auf Betriebsebene sein, die über die rein visuelle Interpretation von Luftbildern hinaus gehen. Die intensive, kleinflächige, oft auf die Einzelstammnutzung zielende Waldbewirtschaftung in Mitteleuropa benötigt traditionell sehr genaue Inventurinformationen. Für die Bewirtschaftung der Wälder ist es deshalb nicht ausreichend, nur Daten über den Holzvorrat alleine zur Verfügung zu haben, vielmehr wird auch die Struktur des Vorrates nach Baumartengruppen und Durchmesserklassen benötigt (ZÖHRER 1980). Neben den rein forstlichen Informationen fließen in zunehmendem Maße naturschutzrelevante Daten in die Forstplanung mit ein. In Großschutzgebieten wie dem Nationalpark Bayerischer Wald haben Parameter, die zur Beschreibung von Biotopstrukturen oder Modellierung von Habitaten eingesetzt werden können, sogar eine herausragende Bedeutung.

Allerdings haben die Entwickler von Bildanalysesoftware für Forstanwendungen mit zahlreichen Problemen zu kämpfen, die das automatisierte Erkennen von Bäumen aus optischen Daten erschweren:

Erstens ist die Geometrie von Bäumen sehr kompliziert, es gibt keine geraden Linien, keine rechten Winkel und keine genaue Abgrenzung zwischen den Objekten. Baumkronen variieren in Form und Größe aufgrund einer Vielzahl endogener Prozesse (Konkurrenz um Licht, unterschiedliche Wuchseigenschaften der verschiedenen Baumarten). Auch die lokalen Standortverhältnisse und die Bestandesgeschichte (Pflanzung oder Naturverjüngung, Pflegeverfahren) sowie das Störungsregime haben einen großen Einfluss auf die Struktur des Kronendaches. So variiert die Verteilung der Bäume von geklumpt bis gleichmäßig; kleine und große Bäume können in unmittelbarer Nähe zueinander stehen. Bestände können ein- oder mehrschichtig aufgebaut sein. Oft bilden zwei nahe beieinander stehende Bäume eine gemeinsame Krone aus, manchmal bilden sich bei einem Baum zwei Kronen (beispielsweise nach Schneebruch, Zwiesel). Darüber hinaus haben verschiedene Baumarten eine unterschiedliche Kronenmorphologie und selbst der Kronenaufbau einer Art kann je nach Umfeldbedingungen stark variieren.

Zweitens wird die Abbildungsqualität der Bäume stark von den Aufnahmebedingungen beeinflusst. Deshalb muss die Bildanalyse und hier vor allem die, die auf optischen Daten fußt, mit den verschiedensten Schwierigkeiten fertig werden. So führt die Zentralprojektion bei Luftbildern dazu, dass die Baumspitzen radial nach außen versetzt werden. Dieser Effekt hat zur Folge, dass die Baumkronen im Bereich des Bildmittelpunktes (Nadir) anders abgebildet



werden als an den Bildrändern. Schwierigkeiten bereitet auch die Verteilung von Licht- und Schatten. So können Kronenteile eines Baumindividuums durch andere Kronenteile, insbesondere seine Spitze beschattet werden. Darüber hinaus verändern Bäume die Beleuchtungssituation ihrer Nachbarbäume; dies kann dazu führen, dass kleinere Bäume vollständig verdeckt sind. Auch verändert sich die Beleuchtungssituation in Abhängigkeit von der jeweiligen Sonnenposition. Je nach Tageszeit können ganz unterschiedliche Kronenteile beleuchtet oder beschattet werden. Besonders ausgeprägt sind diese Probleme bei herkömmlichen Luftbildern. Bei den digitalen Aufnahmen der DMC sind diese Effekte aufgrund der ausgezeichneten Radiometrie geringer, aber dennoch weiterhin vorhanden. Auch die atmosphärischen Bedingungen, wie beispielsweise Dunst oder Wolken, können die Qualität der Luftbilder beeinflussen oder zumindest die Zeiträume verkürzen, in denen Bildflüge möglich sind.

Aus diesen Gründen ist es auch für das menschliche Wahrnehmungssystem schwierig, einzelne Bäume und hier vor allem Laubbäume in Luftbildern zu erkennen und abzugrenzen. Das weist darauf hin, wie groß die Herausforderung ist, Softwaresysteme zu entwickeln, die für die Einzelbaumerkennung angewendet werden können. Abbildung 61 zeigt uns ein Beispiel für die Komplexität des Kronendachs.

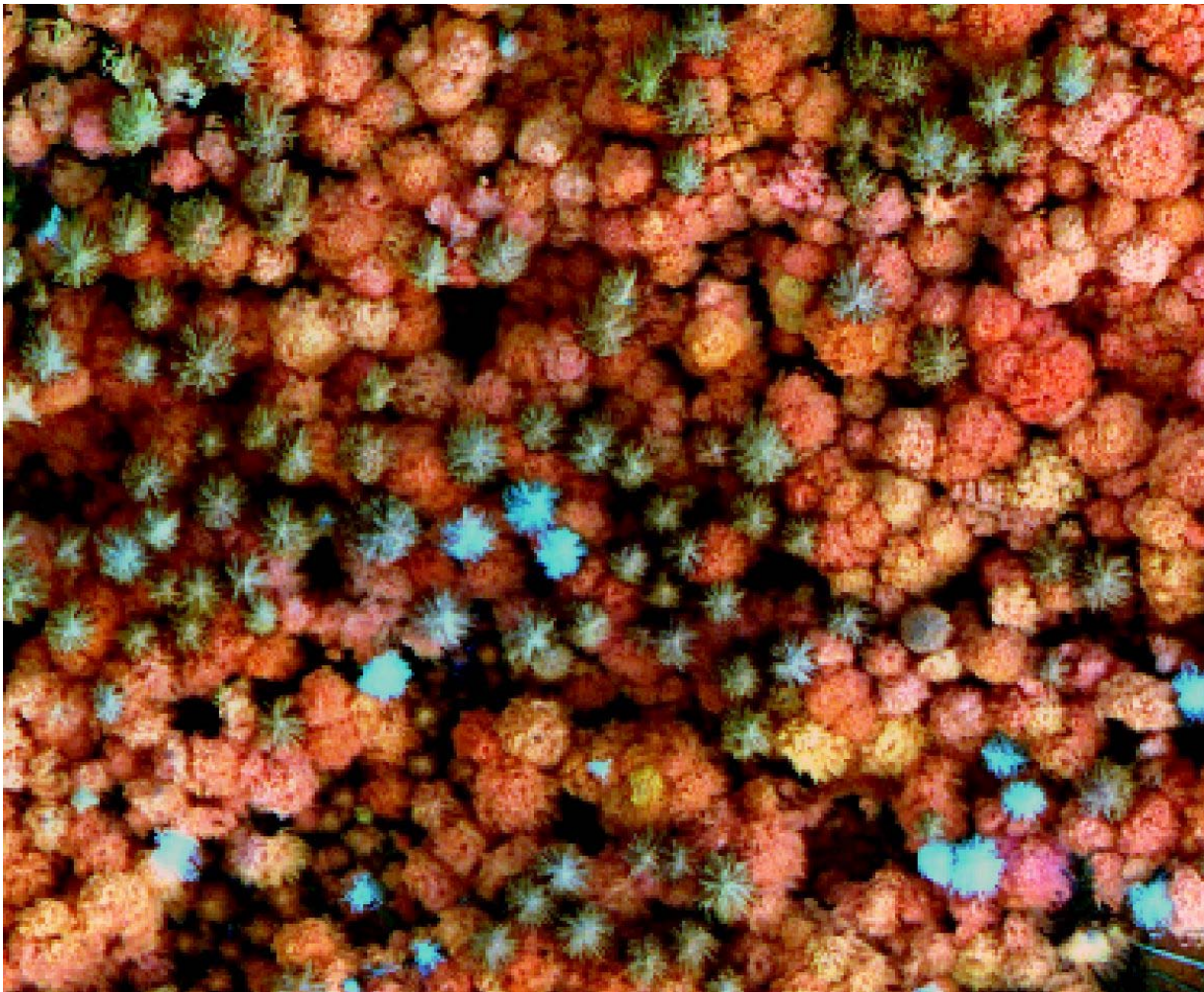


Abbildung 61: Colorinfrarotbild des Referenzbestandes Lärchenberg 21 als Beispiel für die Komplexität des Waldaufbaus. Fichten sind blau, Buchen rot dargestellt. Bei den grauen Bäumen handelt es sich um abgestorbene Fichten. Deutlich sind die unterschiedliche Dichte des Kronendachs, die unterschiedliche Größe und Ausformung der Kronen sowie die starke Höhendifferenzierung zu erkennen.

Fernerkundungsdaten sind heute sehr hoch aufgelöst verfügbar und zeigen eine steigende Dimensionalität (spektral, räumlich und zeitlich). Die in den Bildern vorhandene Information wächst damit ständig. Das Erscheinen von Laserscannern setzt diesen Trend fort. Als aktives Verfahren kann mit Laserscannern unabhängig von der Beleuchtungssituation die Bestandesoberfläche abgetastet werden. Die daraus abgeleiteten Höheninformationen können leichter und eindeutiger interpretiert werden als die Informationen aus Luftbildern, da wie beschrieben, das Reflexionsverhalten von Oberflächen eine komplexe Funktion von Aufnahmebedingungen, Oberflächeneigenschaften und Bildgeometrie sind. Diese Probleme können beim Einsatz von Laserscanningdaten elegant vermieden werden.

Damit können nicht nur Bestände, sondern einzelne Bäume oder sogar Äste erkannt werden. Diese Entwicklung hat auch eine Veränderung der bisherigen Auswertekonzepte zur Folge: Algorithmen, die für geringere Auflösungen entwickelt wurden (mehrere Bäume je Pixel), können nicht auf die neuen, hoch aufgelösten Daten angewendet werden (viele Pixel je Baum). Deshalb mussten in den letzten Jahren neue Methoden für die Erkennung und Delinierung von Bäumen entwickelt werden.

Mittlerweile gibt es eine Vielzahl von methodischen Ansätzen: In einem 3D-Modell, wo Höhe mit der spektralen Intensität korreliert, können Baumspitzen als Berge und die sie umgebenden Schatten als Täler interpretiert werden. Auf dieser Basis entwickelte GOUGEON (1995) ein Verfahren zur Einzelbaumerkennung durch Segmentierung entlang der „spektralen Täler“ zwischen den Maxima, die Baumspitzen repräsentieren. Eine andere Methode ist die Suche lokaler Maxima, die durch verschiedene Filtermethoden vorbereitet wird (PINZ 1989, DRALLE 1997, RUDEMO 1999). BRANDTBERG (1999) nutzte „Edge Detection“-Methoden, um die strukturellen Muster der Bäume herauszuarbeiten. Auf Basis dieser Strukturen gelang es auch, die Bäume näher zu charakterisieren. Ein weiterer Ansatz ist die Kombination von Kronenmodellierung und „Template Matching“ (POLLOCK 1996, LARSEN 1999, OLOFSSON 2002). Dieser Ansatz wurde auch im Rahmen dieser Arbeit getestet, die Ergebnisse sind in den folgenden Abschnitten dargestellt. Auch objektbasierte Methoden zeigen gute Ergebnisse für den Einsatz in bewaldeten Bereichen (DE KOK et al. 1999); ihre Eignung für die Einzelbaumerkennung wurde bisher jedoch noch kaum untersucht. Da die Einzelbaumerkennung auf Basis optischer Daten mit größeren Schwierigkeiten behaftet ist (s.o.), konzentrieren sich seit dem Erscheinen von Laserscanningssystemen die Forschungsaktivitäten weltweit im Bereich der Einzelbaumerkennung immer mehr auf diese Datenquelle. Die ersten Veröffentlichungen zeigen hier sehr gute Ergebnisse (HYYPÄ und INKINEN 1999, PERSON et al. 2002, POPESCU et al. 2003). Auch die Kombination von beiden Datentypen für die Analysen wurde schon erfolgreich getestet (LECKIE et al. 2003b, HYYPÄ et al. 2005).

Mit den Methoden der Einzelbaumerkennung sollen neben der Baumposition zusätzlich Baumart, Kronenfläche und Baumhöhe bestimmt werden. Größen, die es erlauben, auch weitere bedeutsame Kenngrößen wie Brusthöhendurchmesser, Holzvorrat oder Biomasse zu schätzen (HILDEBRAND 1996).

## 6.2 Template Matching

### 6.2.1 Einleitung

Der Ansatz der Einzelbaumerkennung mit Templates (Abbildungen der Realität) wurde von RICHARD POLLOCK an der Universität von British Columbia entwickelt (1996) und in den folgenden Jahren von verschiedenen Autoren eingesetzt (LARSEN und RUDEMO 1997, KORPELA 2004). Es handelt sich dabei um eine Bildverarbeitungstechnik, bei der eine Bibliothek dreidimensionaler Modellbäume mit potenziellen Baumpositionen auf einem digitalen Bild kreuzkorreliert wird. Von den Modellbäumen mit dem höchsten Korrelationskoeffizienten wird angenommen, dass sie die tatsächlichen Bäume repräsentieren.

Die Bäume werden dabei durch ein Modell auf Basis eines generalisierten Ellipsoiden abgebildet. Natürlich handelt es sich hierbei um ein sehr einfaches Modell, das aber in Abhängigkeit von der Bildauflösung durchaus eine gute Repräsentation eines Baumes darstellt. Mit steigender Auflösung des Bildmaterials wird jedoch zunehmend die komplexe Baumstruktur sichtbar, so dass sich Modell und Wirklichkeit immer stärker unterscheiden. Da mit dem Ansatz des Template Matchings solche hoch aufgelöst abgebildeten Bäume nicht erkannt werden können, kann es notwendig sein, die Auflösung zu reduzieren. Dazu werden die Bilder zunächst mit einem Gauß- oder Mittelwertfilter bearbeitet, bevor die eigentliche Einzelbaumerkennung durchgeführt wird (DRALLE und RUDEMO 1996, BRANDBERG und WALTER 1996, PERSSON et al. 2002).

Der im Folgenden für die Einzelbaumerkennung verwendete Algorithmus basiert auf der Arbeit von POLLOCK (1996). Die Funktion zur Auswahl der jeweiligen Modellbäume weicht jedoch von Pollocks Version ab und basiert auf der Überschneidung der Modellbäume, wie von OLOFSSON (2002) vorgeschlagen.

Das Ziel dieser Studie war es, Template Matching zu testen und für den mitteleuropäischen Raum am Beispiel subalpiner Wälder einzuführen. Da bisher keine Erfahrungen über die Parametrisierung der Software vorlagen, wurden zunächst Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Der Test wurde auf die subalpinen Nadelwälder der Testgebiete beschränkt, da Voruntersuchungen in Laubwaldbeständen aufgrund der ineinandergreifenden Kronen zu keinen sinnvollen Ergebnissen führten.

### 6.2.2 Material

Für den Test des Template Matching wurden die Farbinfrarot Orthophotos aus der Befliegung vom 1. Oktober 2002 verwendet. Die Bildausschnitte für die Referenzflächen wurden anschließend in ein 8bit-bmp-file umgewandelt. Zur Berechnung der Sonnenposition zum Zeitpunkt der Befliegung wurde die Software „SunAngle“ genutzt (<http://www.susdesign.com/sunangle/>).

Zur Überprüfung der Ergebnisse wurden drei Referenzflächen aus den Fichten-Hochlagenwäldern ausgewählt:

50 Hochwiesel A	(Einschichtiger Fichten-Altbestand)
51 Hochwiesel B	(Einschichtiger Fichten-Altbestand)
52 Sulzschachten A	(Mehrschichtiger Fichten-Altbestand)

Eine detailliertere Beschreibung der Bestände befindet sich in der Anlage.

## 6.2.3 Methodisches Vorgehen

### 6.2.3.1 Beschreibung des Algorithmus

Die Modellbäume werden jeweils entsprechend der Position im Bild unterschiedlich dargestellt. Damit kann die durch die Zentralprojektion bedingte unterschiedliche Darstellung der Bäume im Nadir und an den Rändern des Luftbildes ausgeglichen werden. Durch die Nutzung dreidimensionaler Modelle können auch die Effekte des Blickwinkels und die Veränderung des Sonneneinfallswinkels bei der Generierung der Modellbäume berücksichtigt werden. Die Modellbäume werden aus generalisierten Ellipsoiden hergeleitet:

$$\frac{z^n}{a^n} + \frac{(x^2 + y^2)^{n/2}}{b^n} = 1$$

Gleichung 22

Dabei sind  $x$ ,  $y$  und  $z$  die Koordinaten, welche die Oberfläche beschreiben sowie  $a$ ,  $b$  und  $n$  die Parameter, welche Höhe, Radius und Form des Ellipsoiden festlegen. Durch Veränderung des Parameters  $n$  in Gleichung 22 ist es möglich, Bäume mit verschiedenen Kronenformen zu erzeugen. Für  $n = 1$  ergibt sich ein Kegel, der die Kronenform von Fichten annähert, und für  $n = 2$  ein Ellipsoid als Annäherung an Laubbäume. Für  $n = \infty$  ergibt sich die Form eines Zylinders.

Die Schatteneffekte auf den Modellbäumen werden durch parallele Lichtstrahlen erzeugt, die das Ellipsoid beleuchten. Dabei wird die volle Beleuchtung erreicht, wenn der Lichtstrahl senkrecht auf die Oberfläche fällt, streift er diese nur tangential, wird die geringste Beleuchtungsintensität erreicht. Die Bilder der Modellbäume werden dadurch erzeugt, dass die beleuchteten Baummodelle in eine virtuelle Lochkamera projiziert werden. Dabei hat das Modellbaumfenster die gleiche Größe wie der Basisdurchmesser des Ellipsoiden. Darüber hinaus sind in der Software auch ein Gauß- und ein Mittelwertfilter implementiert, die zur Bildbearbeitung verwendet werden können, bevor das Template Matching ausgeführt wird.

Alle Modellbäume werden anschließend mit jeder Position des Luftbildes korreliert (gematched), so dass eine Korrelationskarte entsteht (GONZALEZ und WINTZ 1987). Die lokalen Maxima auf dieser Korrelationskarte entsprechen dann den Positionen von möglichen Bäumen. Liegt der Korrelationskoeffizient dieser möglichen Bäume über einem bestimmten Schwellenwert, wird der entsprechende Modellbaum zunächst als erkannt gewertet, ansonsten gelöscht. Werden dabei mehrere Bäume in unmittelbarer Nähe zueinander erkannt, ist die Wahrscheinlichkeit groß, dass sie nur einem Baum in der Realität entsprechen. Deshalb muss entschieden werden, welcher Modellbaum einen realen Baum repräsentiert. Dazu wird die Fläche bestimmt, mit der sich beide Modellbäume überschneiden und zwar jeweils im Vergleich zum ersten und zum zweiten Baum. Ist die Überdeckung für mindestens einen Modellbaum größer als 70 %, wird der Modellbaum mit dem geringsten Korrelationskoeffizienten gelöscht (OLOFSSON 2002). Das Ergebnis der Berechnungen ist eine Liste von Modellbäumen mit den Parametern Stammlänge, Kronenlänge, Kronenradius, Formparameter und Position des Baumfußpunktes in den Koordinaten des jeweiligen Bezugssystems.

Auf dieser Basis wurde das Programm „TreeD“ Version 0.8 als ein Forschungstool an der Schwedischen Universität für Agrarwissenschaften (SLU) in Umeå entwickelt und implementiert. Die Software baut auf zwei Softwarebibliotheken auf. Die IPL© (Intel® Image Processing Library) wird dabei für die Bildbearbeitung und die wxWindows© für die grafische Benutzeroberfläche genutzt. Eine detaillierte Dokumentation findet sich in OLOFSSON (2003).

### 6.2.3.1.1 Evaluierung der Ergebnisse

Da für die verwendeten Referenzflächen aus dem Testgebiet D zum Zeitpunkt der Analysen keine Kronenablotungen vorlagen, wurden alle Kronenflächen visuell aus dem Orthophoto digitalisiert. Zur Unterstützung dieses Prozesses wurden die Stammpositionen der im Gelände gemessenen Bäume über dem Orthophoto eingeblendet. Auf zwei Referenzflächen war es nicht möglich, alle im Gelände gemessenen Bäume im Orthophoto zu erkennen. Aus diesem Grund wurden bei der Auswertung zwei Klassen: „visuell erkannte Bäume“ und „im Gelände erfasste Bäume“ unterschieden. Zur Evaluation wurden alle von der „TreeD“-Software erzeugten Bäume mit den jeweiligen Kronenpolygonen verbunden. Dafür wurde ein teilautomatisiertes Verfahren mit „ARC GIS“ 8.3 entwickelt.

Im Evaluierungsprozess wurden die folgenden Fälle unterschieden:

1. Kronenpolygon ohne erkannten Baum
2. Kronenpolygon mit nur einem erkannten Baum
3. Kronenpolygon mit mehr als einem erkannten Baum
4. Erkannter Baum, der sich nicht zu einem Kronenpolygon zuordnen lässt (Bodentreffer).

Im nächsten Schritt wurden diese Fälle zu zwei Klassen zusammengefasst: „erkannte Bäume“, „falsch erkannte Bäume“. Kronenpolygone mit mindestens einem erkannten Baum wurden der Klasse „erkannte Bäume“ zugeordnet. Die Klasse „falsch erkannte Bäume“ besteht aus Bodentreffern und Kronenpolygonen mit mehr als einem erkannten Baum. Wurden beispielsweise in einem Kronenpolygon drei Bäume erkannt, so wurde einer der Klasse „erkannte Bäume“ und zwei der Klasse „falsch erkannte Bäume“ zugeordnet. Der erkannte Holzvorrat wurde durch Aufsummieren der Einzelstammvolumen der am Boden gemessenen, erkannten Bäume ermittelt.

Die Fläche der Kronen wurde mit „ARC GIS“ 8.3 berechnet und anschließend mit den Kronenradien, die mit der Software „TreeD“ ermittelt wurden, verglichen.

### 6.2.3.1.2 Sensitivitätsanalyse

#### Einfluss der Modellbaumparameter

Im nächsten Schritt wurden die Effekte getestet, die auftreten, wenn nur zwei verschiedene Modellbäume verwendet werden. Dabei wurde auf die Erfahrungen der ersten Tests zurückgegriffen und nur die Einstellungen für den Kronenradius verändert, die anderen Parameter wurden konstant gehalten (Form 2,5, Kronenhöhe 15 und Stammhöhe 5 m). In dieser Versuchsreihe wurde der Kronenradius des kleinsten Modellbaumes konstant gehalten und der des zweiten in Schritten von 0,5 m erhöht. Die Kronenradien der kleinsten Modellbäume betragen dabei 1 und 1,5 m.

#### Zwei Modellbäume

Im nächsten Schritt wurden die Effekte, die zwischen zwei Modellbäumen auftreten, getestet. Dabei wurde auf die Erfahrungen der ersten Tests zurückgegriffen und nur die Einstellungen für den Kronenradius verändert, die anderen Parameter wurden konstant gehalten (Form 2,5, Kronenhöhe 15 und Stammhöhe 5 m). In dieser Versuchsreihe wurde der Kronenradius des kleinsten Modellbaumes konstant gehalten und der des zweiten in Schritten von 0,5 m erhöht. Die Kronenradien der kleinsten Modellbäume betragen dabei 1 und 1,5 m.



### **Mehrere Modellbäume**

In der nächsten Versuchsreihe wurde untersucht, welche Effekte auftreten, wenn mehrere verschiedene Modellbäume auf einmal Verwendung finden. Form, Kronenhöhe und Stammhöhe blieben unverändert. Für diese Parameter wurden die gleichen Werte benutzt wie bei den Versuchen mit zwei Modellbäumen. Im ersten Versuch wurde 1 m als kleinster und 4,5 m als größter Kronenradius genutzt. In den nächsten Durchgängen wurde die Anzahl der Modellbäume schrittweise erhöht, indem das Intervall zwischen kleinstem und größtem Kronenradius in gleich große Bereiche aufgeteilt wurde. Beispielsweise wurden im dritten Test die Radien 1, 2,75 und 4,5 m und im vierten Test die Radien 1, 2,17, 3,33 und 4,4 m verwendet.

#### **6.2.3.1.3 Überprüfung der Ergebnisse auf den Referenzflächen**

Referenzfläche Hochwiesel 50 wurde als Trainingsgebiet für die Evaluierung des Template Matchings verwendet. Auf Basis der Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse wurde auf der Trainingsfläche versucht, die Parameter dahingehend zu optimieren, dass eine möglichst hohe Anzahl erkannter Bäume bei einer möglichst geringen Anzahl falsch erkannter Bäume erzielt werden kann. Ergebnis dieser Tests waren folgende Modellbäume:

Kronenform 2,5, Kronenlänge 15 m und Stammlänge 5 m wurden für alle Modellbäume konstant gehalten. Nur die Kronenradien wurden von 1,5 bis 4,5 m in Stufen von 0,5 m variiert. Zuvor wurden die Bilder mit einem Mittelwert-Filter der Größe 2 x 2 Pixel geglättet. Als Schwellenwert für den Korrelationskoeffizienten wurde 0,8 gewählt.

Nach dieser Optimierung der Modellbaumbibliothek wurde die Methode auf den Referenzflächen 51 und 52 überprüft.

## **6.2.4 Ergebnisse**

### **6.2.4.1 Sensitivitätsanalyse**

#### **Modellbaumparameter**

Die Sensitivitätsanalysen zeigen deutlich, dass der Kronenradius den größten Einfluss auf die Ergebnisse hat. Erhöht man den Kronenradius, nimmt die Anzahl erkannter Bäume fast linear ab. Auch die Anzahl falsch erkannter Bäume geht dabei zurück. Der Anteil von falsch erkannten Bäumen sinkt, wenn man nur Kanal 3 (NIR) für das Template Matching nutzt (Abbildung 62).

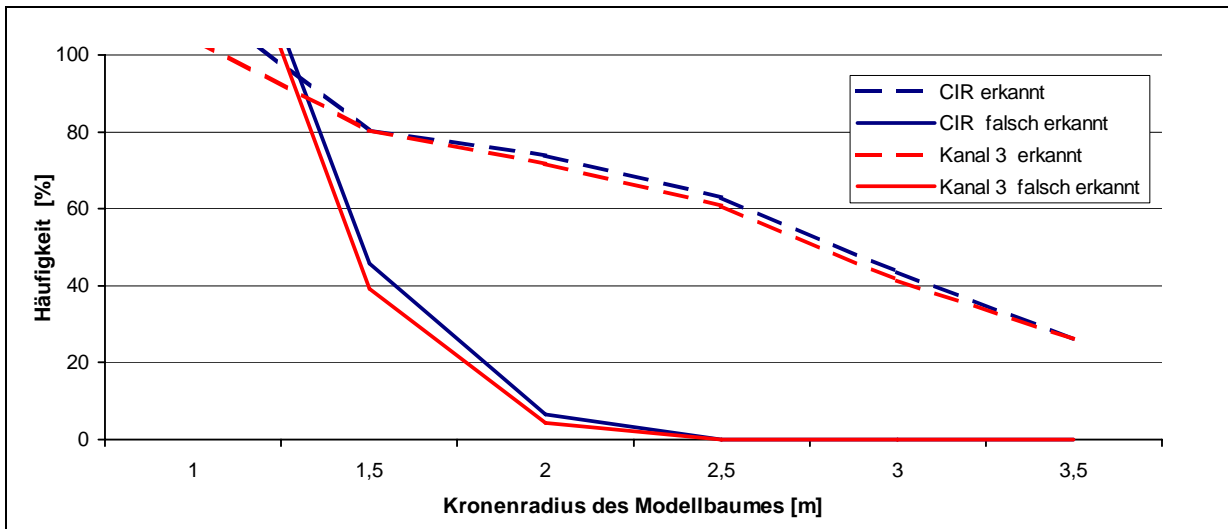


Abbildung 62: Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen über den Einfluss des Parameters „Kronenradius“ der Modellbäume auf den Anteil erkannter und falsch erkannter Bäume. Erkannt: Anteil erkannter Bäume der Bodenreferenz, falsch erkannt: Anteil der falsch erkannten Bäume der Bodenreferenz. CIR: es wurden alle drei Bildkanäle verwendet, Kanal 3: es wurde nur Bildkanal 3 (NIR) verwendet.

Eine Veränderung des Parameters Kronenlänge hatte keinen großen Einfluss auf die Identifizierungsrate. Der Anteil von erkannten Bäumen schwankte um 70 %. Nur bei einer Kronenlänge von 5 m war der Anteil erkannter Bäume mit 60 % etwas geringer. Der Anteil erkannter Bäume war geringfügig höher, wenn nur Kanal 3 verwendet wurde. Der Anteil falsch erkannter Bäume veränderte sich bis zu einer Kronenhöhe von 15 m nur unwesentlich. Zwischen 15 und 35 m steigt er jedoch von 5 auf 20 %. Hier trat kein Unterschied zwischen der Nutzung von Kanal 3 und der Nutzung aller Kanäle auf (Abbildung 63).

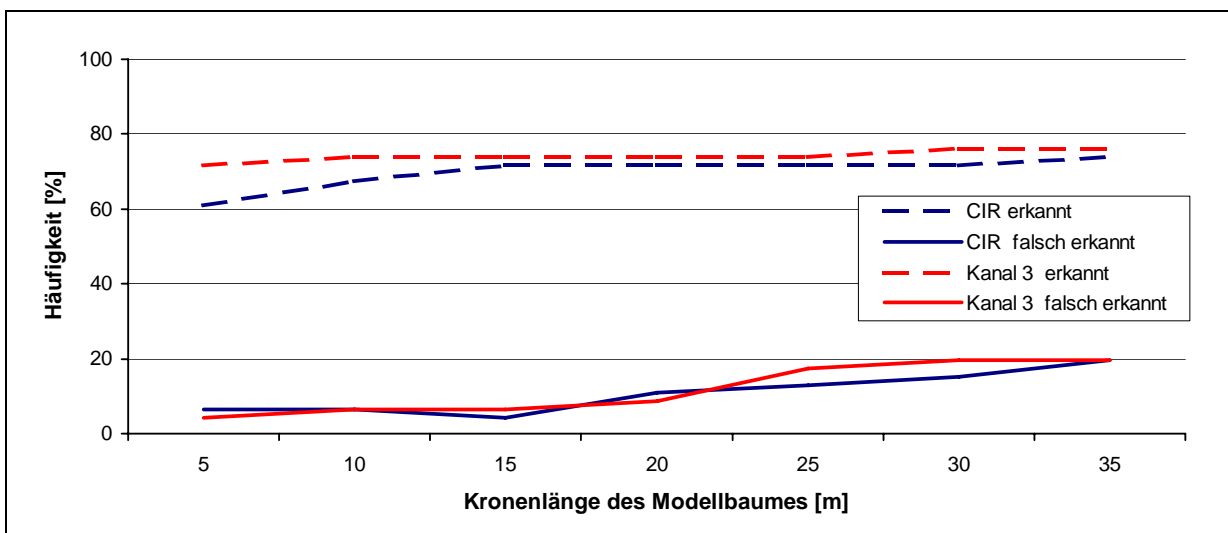


Abbildung 63: Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen über den Einfluss des Parameters „Kronenlänge“ der Modellbäume auf den Anteil erkannter und falsch erkannter Bäume. Erkannt: Anteil erkannter Bäume der Bodenreferenz, falsch erkannt: Anteil der falsch erkannten Bäume der Bodenreferenz. CIR: es wurden alle drei Bildkanäle verwendet, Kanal 3: es wurde nur Bildkanal 3 (NIR) verwendet.

Die Veränderung der Stammlänge hatte keinen Einfluss auf die Ergebnisse, selbst wenn unnatürlich große Werte verwendet wurden, ebenso wenig die Nutzung unterschiedlicher Bildkanäle (Abbildung 64).

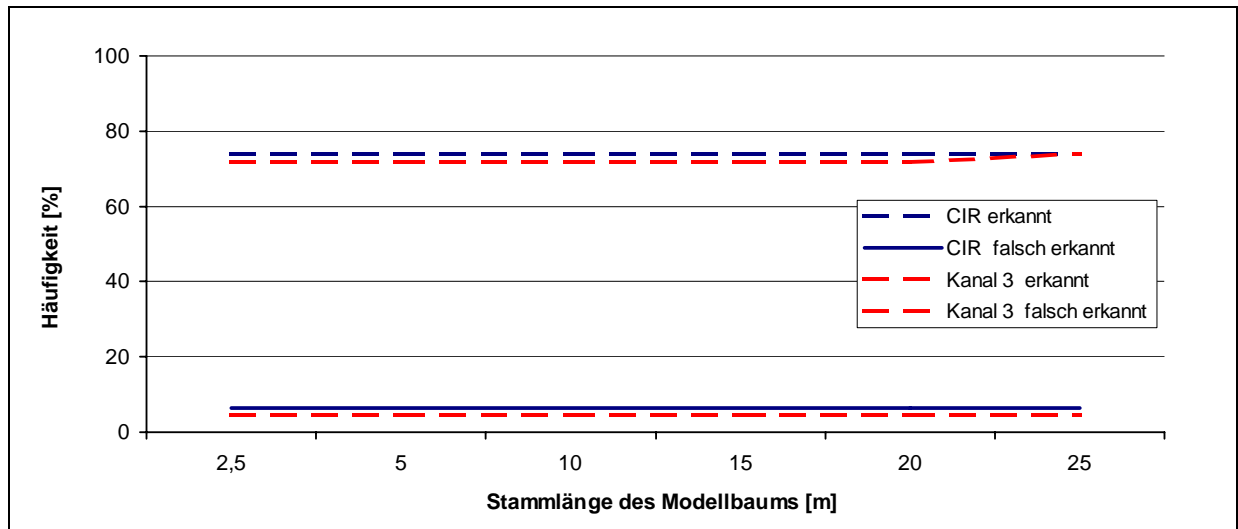


Abbildung 64: Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen über den Einfluss des Parameters „Stammlänge“ der Modellbäume auf den Anteil erkannter und falsch erkannter Bäume. Erkannt: Anteil erkannter Bäume der Bodenreferenz, falsch erkannt: Anteil der falsch erkannten Bäume der Bodenreferenz. CIR: es wurden alle drei Bildkanäle verwendet, Kanal 3: es wurde nur Bildkanal 3 (NIR) verwendet.

Die Form der Baumkronen hatte nur einen geringen Einfluss auf die Ergebnisse. Unabhängig von dem verwendeten Formparameter wurden etwa 70 % der Bäume erkannt. Anders war es bei den falsch erkannten Bäumen. Mit einer Erhöhung des Formparameters von 1 auf 2,5 ging der Anteil falsch erkannter Bäume von 30 auf 5 % zurück. Bei der Nutzung von Kanal 3 war die Anzahl von erkannten und von falsch erkannten Bäumen geringer als im Vergleich zur Verwendung aller Kanäle (Abbildung 65).

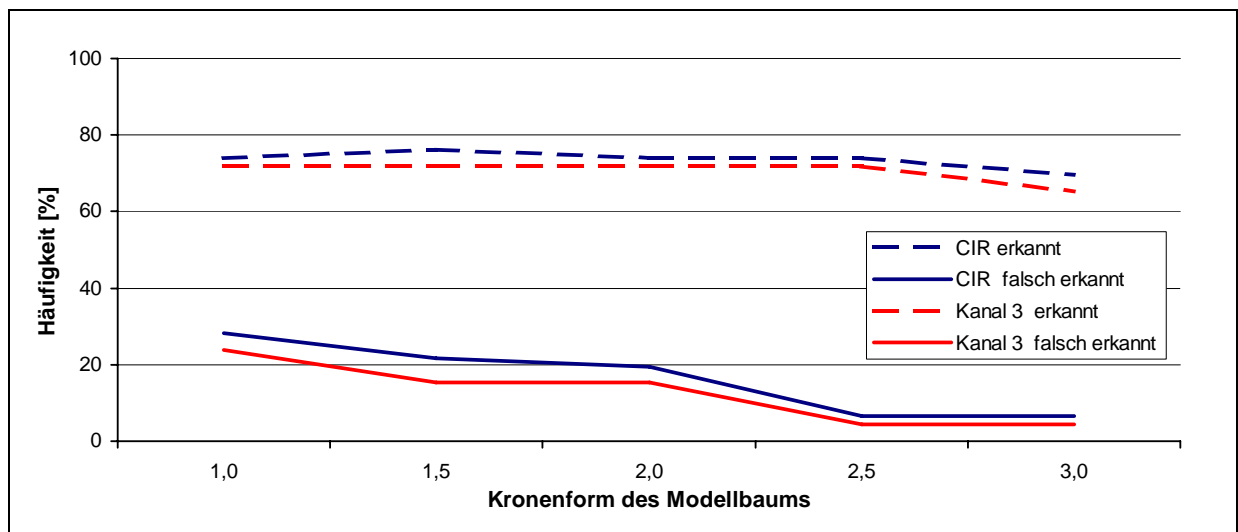


Abbildung 65: Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen über den Einfluss des Parameters „Kronenform“ der Modellbäume auf den Anteil erkannter und falsch erkannter Bäume. Erkannt: Anteil erkannter Bäume der Bodenreferenz, falsch erkannt: Anteil der falsch erkannten Bäume der Bodenreferenz. CIR: es wurden alle drei Bildkanäle verwendet, Kanal 3: es wurde nur Bildkanal 3 (NIR) verwendet.

### Zwei Modellbäume

Der Anteil erkannter Bäume blieb für beide Testreihen jeweils konstant, unterschied sich aber im Niveau: Betrag der Kronenradius des kleinsten Modellbaums 1,5 m wurden etwa 80 % aller Bäume erkannt (Abbildung 66), betrug er 1,0 m dagegen 91,5 % (Abbildung 67). Wenn der Kronenradius des zweiten Modellbaumes erhöht wurde, ging der Anteil falsch erkannter Bäume zurück, stieg aber bei Radien über 2,5 m wieder an. Bei einem Radius des kleinsten Modellbaumes von 1 m ist der Anteil falscher erkannter Bäume erheblich höher als bei einem Radius von 1,5 m.

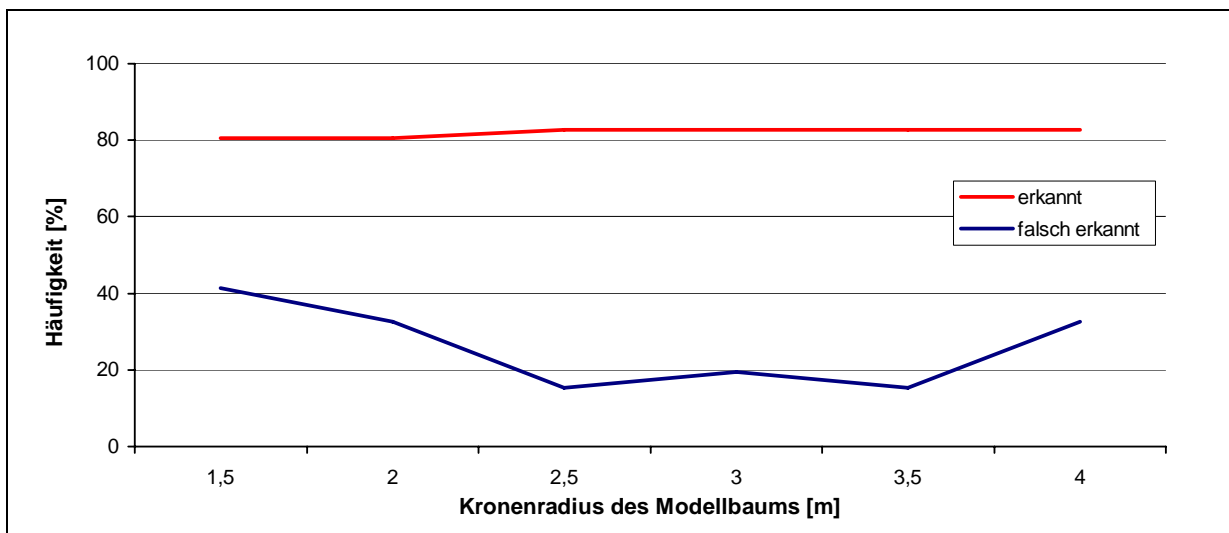


Abbildung 66: Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen über die Wechselwirkungen zwischen zwei Modellbäumen. Der Kronenradius des kleinsten Modellbaums beträgt hier 1,5 m, der Kronenradius des zweiten Modellbaums wird schrittweise von 1,5 auf 5 m erhöht. Erkannt: Anteil erkannter Bäume der Bodenreferenz, falsch erkannt: Anteil der falsch erkannten Bäume der Bodenreferenz.

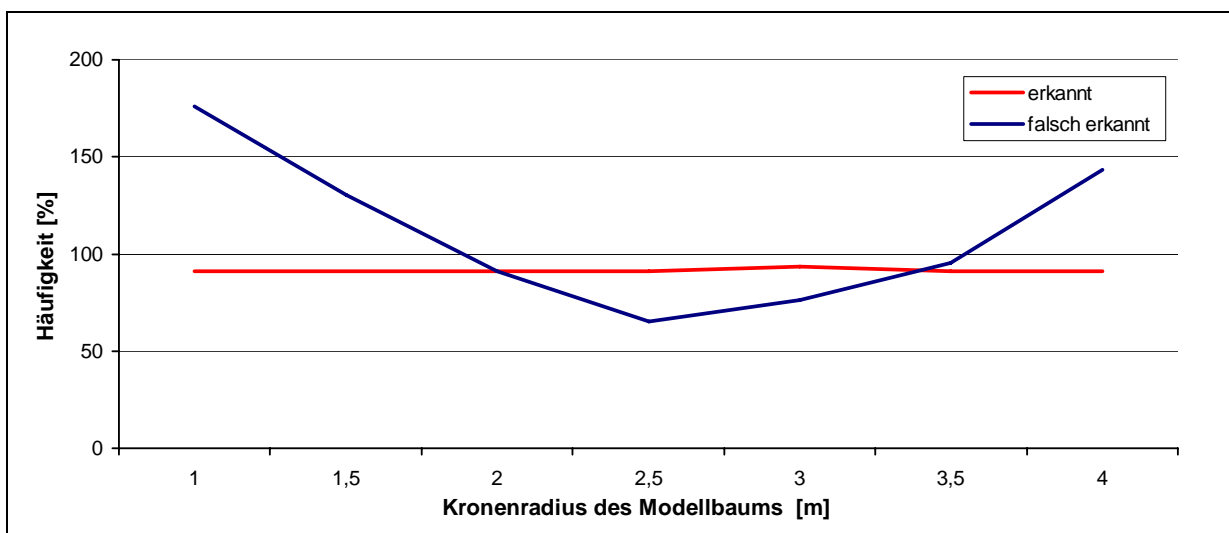


Abbildung 67: Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen über die Wechselwirkungen zwischen zwei Modellbäumen. Der Kronenradius des kleinsten Modellbaums beträgt hier 1,0 m der Kronenradius des zweiten Modellbaums wird schrittweise von 1,5 auf 5 m erhöht. Erkannt: Anteil erkannter Bäume der Bodenreferenz, falsch erkannt: Anteil der falsch erkannten Bäume der Bodenreferenz.

### Mehrere Modellbäume

Auch bei dieser Variante hatte die Anzahl der verwendeten Modellbäume keinen Einfluss auf die Anzahl der erkannten Bäume. In der Versuchsreihe 1, in welcher der kleinste Modellbaum einen Kronenradius von 1 m hatte, wurden 91 % der Bäume erkannt. In der Versuchsreihe 2, in welcher der kleinste Modellbaum einen Kronenradius von 1,5 m hatte, wurden nur 83 % der Bäume erkannt. Allerdings ergaben die Versuche, dass die Anzahl der verwendeten Modellbäume einen großen Einfluss auf die Anzahl der falsch erkannten Bäume hat (Abbildung 68).

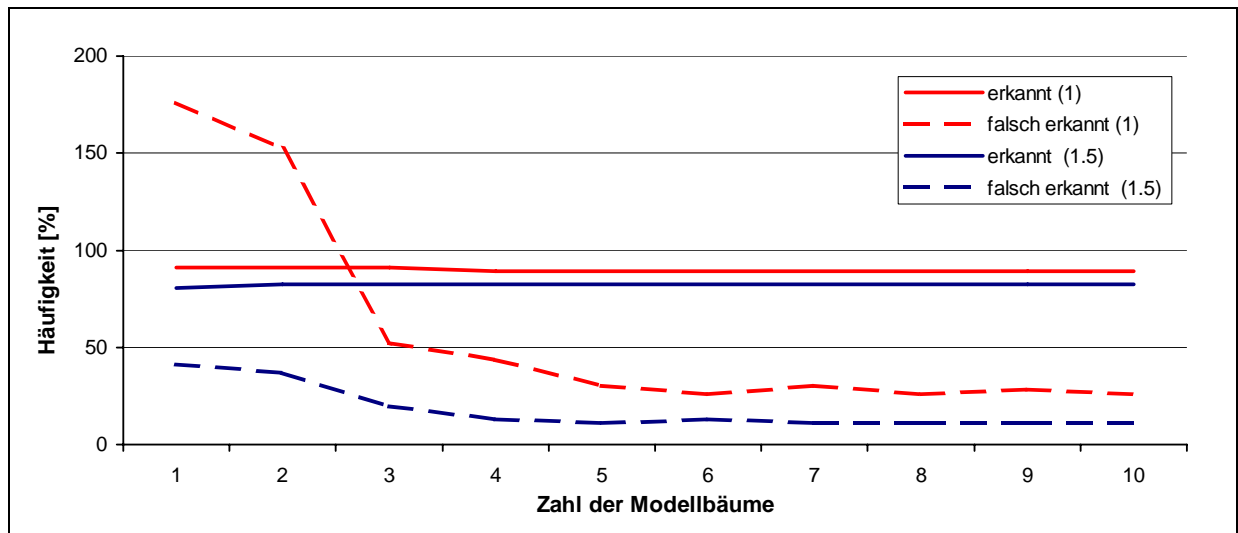


Abbildung 68: Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen über die Wechselwirkungen zwischen mehreren Modellbäumen. In den Versuchsreihen wurde die Anzahl der Modellbäume kontinuierlich gesteigert und der Einfluss auf die Anzahl der erkannten und falsch erkannten Bäume geprüft. Erkannt: Anteil erkannten Bäume der Bodenreferenz, falsch erkannt: Anteil der falsch erkannten Bäume der Bodenreferenz. Die Zahl in der Klammer gibt den Kronenradius des kleinsten Modellbaumes an.

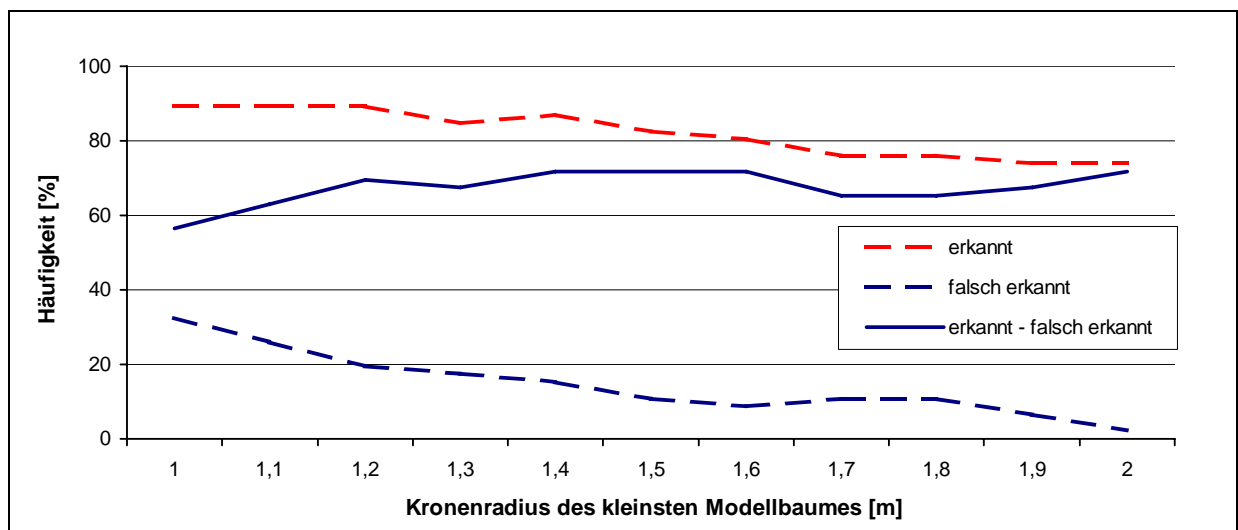


Abbildung 69: Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen über die Wechselwirkungen zwischen mehreren Modellbäumen. In der Versuchsreihe wurde der Kronenradius des kleinsten Modellbaumes schrittweise (0,1 m) erhöht. Die Kronenradien der anderen 4 Modellbäume wurden konstant gehalten. Erkannt: Anteil der erkannten Bäume and der Bodenreferenz, falsch erkannt: Anteil der falsch erkannten Bäume an der Bodenreferenz, erkannt – falsch erkannt: Differenz zwischen dem Anteil erkannter und falsch erkannter Bäume.

Je mehr Modellbäume mit unterschiedlichen Kronenradien genutzt wurden, desto weniger falsch erkannte Bäume wurden registriert. Dabei hat die Kurve einen exponentiellen Verlauf, so dass der größte Rückgang falsch erkannter Bäume schon bei der Nutzung von fünf verschiedenen Modellbäumen erreicht wurde. Bei der Verwendung einer noch größeren Anzahl von Modellbäumen verbesserte sich das Ergebnis nur geringfügig. Insgesamt ist der Anteil falsch erkannter Bäume bei dem kleinsten Modellbaumradius von 1 m in allen Varianten höher als bei einem Radius von 1,5 m. Das Verwenden von fünf verschiedenen Modellbäumen entspricht einer Differenz zwischen den einzelnen Kronenradien von 0,6 m.

Anschließend wurde eine zweite Testreihe mit mehreren Modellbäumen vorgenommen. Die dabei verwendete Modellbaumbibliothek enthielt Bäume mit folgenden Kronenradien: X, 2, 2,5, 3, 3,5, 4, und 4,5. Bei den verschiedenen Testläufen wurde der Kronenradius des kleinsten Modellbaumes X in Schritten von 0,1 m von 1 auf 2 m erhöht. Mit steigendem Radius ging die Anzahl der erkannten Bäume linear zurück. Ebenso ging der Anteil falsch erkannter Bäume fast linear zurück. Allerdings war dieser Rückgang stärker bis zu einem Radius von 1,6. Die Differenz zwischen dem Anteil erkannter Bäume und dem Anteil falsch erkannter Bäume kann als eine Art Optimierungskurve angesehen werden. Die besten Ergebnisse konnten erzielt werden, wenn der Kronenradius des kleinsten Modellbaumes zwischen 1,4 und 1,6 m liegt (Abbildung 69). Basierend auf diesen Ergebnissen wurde der kleinste Kronenradius für die folgenden Untersuchungen ausgewählt.

### Bestimmung des Kronenradius

Abbildung 70 zeigt die Häufigkeitsverteilung der Kronenradien der Bodenreferenz und der durch Template Matching abgeleiteten Kronenradien. Während sie bei der Bodenreferenz fast normal verteilt sind, zeigen die durch Template Matching abgeleiteten Radien eine rechtsschiefe Verteilung, deren Maximum zudem stark nach links verschoben ist. Dabei zeigt sich eine starke Abhängigkeit vom Kronenradius des kleinsten Modellbaumes: Je kleiner dessen Kronenradius, desto stärker ist die Verteilung nach links verschoben.

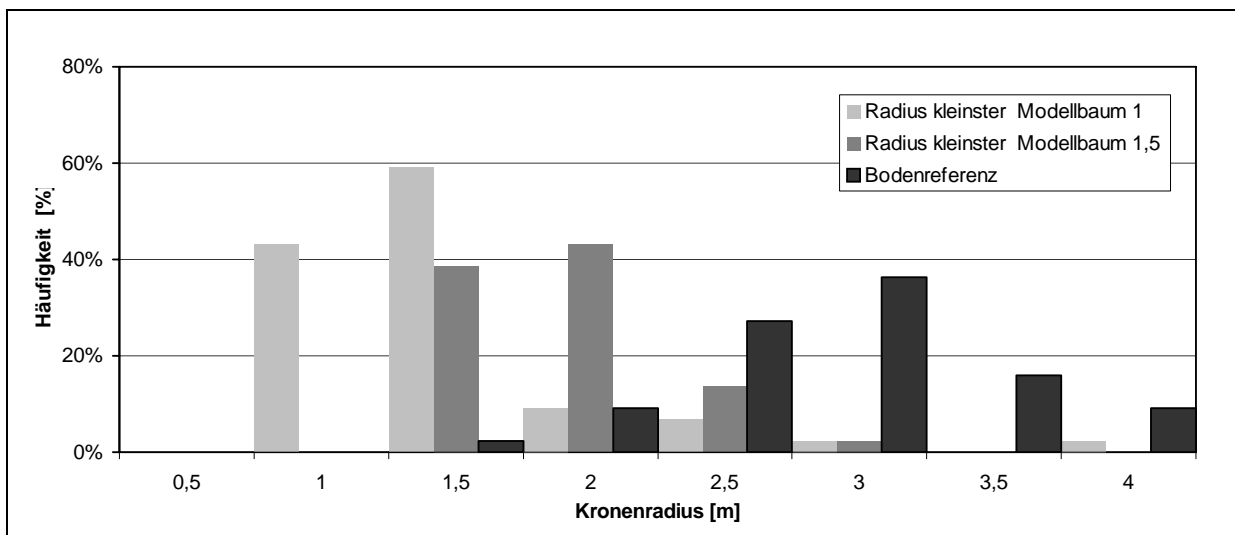


Abbildung 70: Vergleich der Verteilung der durch Template Matching abgeleiteten Kronenradien mit der Bodenreferenz.

### 6.2.4.2 Ergebnisse auf den Referenzflächen

Die Ergebnisse, die mit der optimierten Modellbaumbibliothek erzielt wurden, sind in Tabelle 39 dargestellt. Im Trainingsbestand wurden 82,6 % aller Bäume erkannt. Diese Bäume repräsentieren 89,0 % des Holzvolumens. Die Anzahl von falsch erkannten Bäumen betrug 5. Es handelte sich dabei ausschließlich um Doppeltreffer, also zwei erkannte Bäume in einem Kronenpolygon. Bodentreffer kamen nicht vor.

	Bäume	Delinierte Kronen	Bodentreffer	Kronentreffer gesamt	Kronen mit einem Treffer	Kronen mit zwei Treffern	Erkannte Kronen	Falsch erkannte Bäume
Training 50	46	46	0	43	33	5	38	5
Test 51	49	42	1	34	32	1	33	2
Test 52	36	30	1	27	25	1	26	2
Gesamt	131	118	2	104	90	7	97	9

Tabelle 39: Ergebnisse des Template Matchings für die Trainings- und Testbestände. Es ist die Anzahl der Bäume in der jeweiligen Kategorie dargestellt. Delinierte Baumkronen: Anzahl der Bäume, die durch visuelle Interpretation deliniert werden konnten, Bäume: terrestrisch eingemessene Bäume, Bodentreffer: falsch erkannte Bäume am Boden, Kronentreffer: erkannte Bäume innerhalb der delinierten Kronen, Kronen mit einem Treffer: delinierte Kronen mit einem erkannten Baum, Kronen mit zwei Treffern: delinierte Kronen mit zwei erkannten Bäumen, erkannte Kronen: Summe der delinierten Kronen mit erkannten Bäumen, falsch erkannte Bäume: Summe aus Bodentreffern und delinierte Kronen mit mehr als einem erkannten Baum (Parametereinstellungen: Formfaktor 2.5, Stammlänge 5, Kronenlänge 15, Kronenradius der Modellbäume 1.5; 2.0; 2.5; 3.0; 3.5; 4.5 m).

In den Testbeständen war der Anteil erkannter Bäume etwas geringer als im Trainingsbestand (Tabelle 40). In diesen Beständen wurden 78,6 % bzw. 86,7 % der delinierten Kronen und 67,3 % bzw. 72,2 % der im Gelände erfassten Bäume erkannt. Die erkannten Bäume repräsentieren 76,8 % bzw. 82,2 % des im Gelände bestimmten Holzvolumens. In den beiden Testbeständen wurden jeweils nur zwei falsch erkannte Bäume registriert.

	Erkannte Bäume [%]		Falsch erkannte Bäume [%]		Erkannter Vorrat [%]	
	Von den visuell delinierten Kronen	Von den im Gelände gemessenen Bäumen	Von den visuell delinierten Kronen	Von den im Gelände gemessenen Bäumen	Von den visuell delinierten Kronen	Von den im Gelände gemessenen Bäumen
Training 50	82.6	82.6	10.9	10.9	89.0	89.0
Test 51	78.6	67.3	4.8	4.1	82.1	76.8
Test 52	86.7	72.2	6.7	5.6	94.9	82.2
Gesamt	82.2	74.0	7.6	6.9	88.1	82.8

Tabelle 40: Ergebnisse des Template Matchings für die Trainings- und Testbestände. Es ist der Anteil der Bäume der jeweiligen Kategorie in Bezug zur Bodenreferenz dargestellt.

## 6.2.5 Diskussion

Die Sensitivitätsanalysen zeigen, dass unter den gegebenen Bedingungen der Kronenradius der wichtigste Parameter zur Anpassung der Modellbaumbibliothek ist. Erst mit weitem Abstand folgen Formfaktor, Kronenhöhe und Stammhöhe. Die Versuche zeigten darüber hinaus, dass es nicht notwendig ist, sehr viele Modellbäume zu verwenden. Es ist vielmehr ausreichend, wenn die Unterschiede der Kronenradien der verwendeten Modellbäume 0,5 m betragen. Dabei entspricht die Spannweite der Kronenradien der Modellbäume den am Boden bestimmten oder dem Luftbild entnommenen Kronenradien. Somit reichten in den untersuchten Beständen sieben Modellbäume völlig aus, was gegenüber einer größeren Modellbaumbibliothek einen positiven Einfluss auf die Rechenzeit hat. Wichtig war auch die Feststellung, dass kleine Modellbäume dazu neigen, einen hohen Korrelationskoeffizienten zu erzeugen. Nicht, weil sie das beste Abbild des Baumes darstellen, sondern weil sie zufällig mit Teilbereichen der Baumkronen einen sehr hohen Korrelationskoeffizienten erzeugen und deshalb viele falsch ferkannte Bäume zur Folge haben. Das ist auch der Grund dafür, dass die richtige Wahl des kleinsten Kronendurchmessers entscheidend dafür ist gute Resultate zu erzielen.

Durch die Verwendung eines Glättungsfilters (Mittelwert-Filter) konnten die Ergebnisse in zwei Referenzflächen verbessert werden. Für den Korrelationskoeffizienten erwies sich der Schwellenwert 0,8 als optimale Einstellung und wurde während der Analysen nicht verändert. Durch die Verwendung des dritten Kanals konnten die Ergebnisse geringfügig verbessert werden. Grund dafür ist, dass der NIR-Kanal empfindlicher auf Beleuchtungsunterschiede reagiert und Vegetation besser differenzieren kann.



Abbildung 71: Das Schwarzweißbild der Referenzfläche 50. Das Polygon zeigt die Ausdehnung der Referenzfläche, die weißen Punkte die Baumpositionen, die mit Hilfe des Template Matchings erkannt wurden.

Die Tests ergaben eine zufriedenstellende Erkennungsrate von im Durchschnitt 75 % der im Gelände gemessenen Bäume. Dabei waren die Resultate für die Testbestände etwas schlechter als für den Trainingsbestand. Ein Grund für das schlechtere Abschneiden der Testbestände ist wohl vor allem in der dort höheren Anzahl von Bäumen je Hektar zu sehen. Das führt in diesen Beständen dazu, dass auch der menschliche Interpret nicht in der Lage ist, alle am Boden



gemessenen Bäume im Orthophoto zu erkennen. Berücksichtigt man nur die visuell delinierten Kronen für die Evaluierung (vgl. Tabelle 40), sind die Trefferquoten in Trainings- und Testbeständen sehr ähnlich (79 % - 87 %) und damit deutlich höher als in borealen Untersuchungsbeständen Skandinaviens, in denen 67 % der am Boden gemessenen Fichten im Orthophoto erkannt wurden (OLOFSSON 2002).

Bei der Einzelbaumerkennung stellten sich die folgenden Probleme als am wichtigsten heraus:

1. Gruppen eng stehender Bäume wurden nur als ein Baum identifiziert (9 Fälle).
2. Durch Schattenwurf von Nachbarbäumen konnten Bäume nicht erkannt werden (7 Fälle)
3. Kronenteile eines Baumes wurden als verschiedenen Bäumen zugehörig erkannt (7 Fälle).
4. Gleichzeitiges Auftreten von Typ 1 und Typ 2 (3 Fälle).

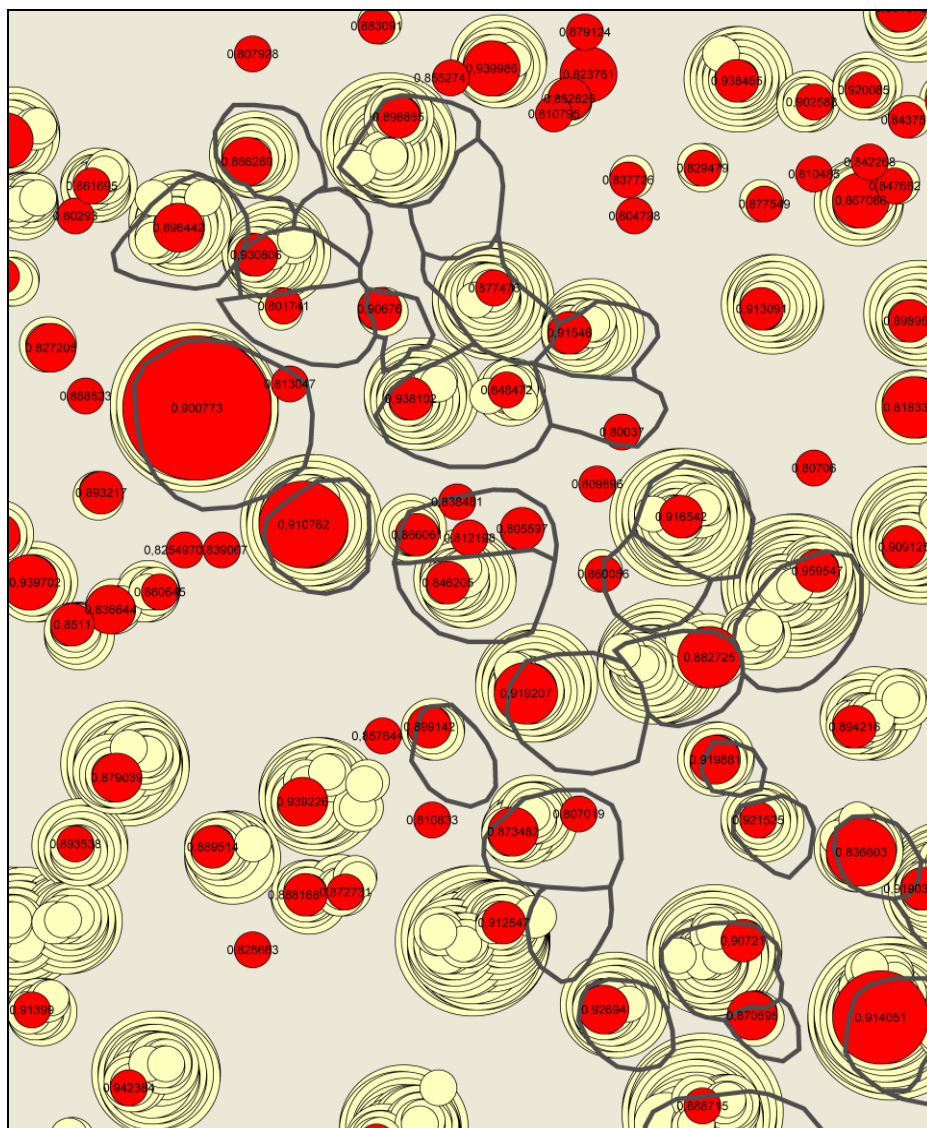


Abbildung 72: Diese Abbildung von der Referenzfläche Hochwiesel 50 zeigt die Probleme, die mit der Auswahl der Modellbäume verbunden sind. Graue Linien: Polygone der delinierten Bodenbäume, gelbe Kreise: gefundene Modellbäume, rote Kreise: ausgewählte Modellbäume mit deren Korrelationskoeffizienten. Deutlich ist zu erkennen, dass die Modellbäume kleiner sind als die vom Interpretierten delinierten Kronenradien, obwohl meist Modellbäume mit der richtigen Größe gefunden wurden. Dieses Ergebnis zeigt, dass der Korrelationskoeffizient als alleiniges Auswahlkriterium nicht ausreichend ist.

Damit können Orthophotos grundsätzlich als geeignet für die Anwendung des Template Matchings angesehen werden. Sie haben den Vorteil, dass sie von den Vermessungsverwaltungen landesweit bereitgestellt werden und damit relativ einfach und kostengünstig erworben werden können. Da die zugrundeliegenden Luftbilder mit einer erheblichen Überlappung aufgenommen werden, können für die Orthophotoberechnung überwiegend die Bereiche um den Nadir verwendet werden. Die Probleme, die sich aus der Zentralprojektion ergeben, können dadurch weitestgehend vermieden werden.

Die Ergebnisse zeigen, dass Template Matching eine geeignete Methode ist, um Einzelbäume in subalpinen Wäldern zu zählen. Allerdings gibt es einige Punkte, die für die Zukunft verbessert werden sollten, um für eine Waldinventur brauchbare Resultate erzielen zu können:

Obwohl die Ergebnisse für die Einzelbaumerkennung relativ gut waren, zeigte sich doch, dass oft die falschen Modellbäume ausgewählt wurden. Eine Folge daraus ist, dass die Ableitung der Kronenradien nicht zufriedenstellend funktioniert. In Abbildung 72 wird bildlich dargestellt, dass die verwendete Methode Modellbäume mit zu geringem Radius selektiert. Der Grund dafür ist darin zu suchen, dass die Modellbäume mit kleinen Kronenradien oft höhere Korrelationskoeffizienten haben als größere Modellbäume und deshalb vom Algorithmus ausgewählt werden, obwohl der Kronenradius der am Boden gemessenen Bäume viel größer ist. Deshalb ist die Verteilung der Kronenradien aus dem Template Matching im Vergleich zu der realen schief und zu den kleineren Kronenradien verschoben. Folglich ist der Korrelationskoeffizient kein hinreichendes Kriterium zur Auswahl der Modellbäume. Eine Möglichkeit diese Probleme zu lösen wäre, den Korrelationskoeffizienten mit dem Kronenradius des Modellbaumes zu gewichten. Damit würde die Wahrscheinlichkeit den „richtigen“ Modellbaum auszuwählen erhöht werden. Bis zu dieser Verbesserung ist die richtige Wahl des kleinsten Modellbaumradius von großer Bedeutung, um gute Resultate zu erreichen. Ist der Kronenradius des kleinsten Modellbaumes zu klein, werden zwar viele Bäume erkannt, gleichzeitig ist aber auch die Anzahl der falsch erkannten Bäume sehr hoch. Ist er zu groß, werden zu wenige Bäume erkannt. Für die richtige Auswahl des kleinsten Modellbaumes ist es deshalb notwendig, vor jeder Anwendung den optimalen Kronenradius des kleinsten Modellbaumes herauszufinden. Als ein Kriterium eignet sich hierzu die Differenz zwischen erkannten und falsch erkannten Bäumen.

Alleine über den Formparameter ist es nicht möglich, verschiedene Baumarten zu unterscheiden. Hier bietet es sich an, die Kreisflächen der Modellbäume zu nutzen, um die spektralen Informationen der zugrundeliegenden Bilder zu analysieren. Damit sollte es zumindest möglich sein, Laub- und Nadelhölzer zu unterscheiden.

Wie in Abschnitt 5.3.3. dargestellt können aus digital vorliegenden Luftbildern über Methoden der Bildkorrelation auch Oberflächenmodelle berechnet werden. Auch hier bietet es sich an, die Kreisflächen der Modellbäume zu nutzen, um die maximale Höhe zu selektieren. Voraussetzung dafür ist allerdings, dass ein geeignetes Bodenmodell aus einer Laserscannerbefliegung vorliegt.

Schattenwurf durch benachbarte Bäume hat einen großen Einfluss auf die Erkennbarkeit von Bäumen. Deshalb sollte die Software in der Lage sein, solche Effekte zu berücksichtigen. Darüber hinaus sollten die Modellbäume in Zukunft realistischer wiedergegeben werden.

Wenn die Umsetzung der vorgestellten Verbesserungsvorschläge gelingt, könnte Template Matching ein geeignetes Verfahren zum Erkennen von Einzelbäumen und zur Ableitung von Baumparametern werden. Allerdings scheint Template Matching auf Wälder beschränkt, in denen die Einzelbäume eindeutig voneinander getrennt auftreten, also vor allem Nadelwälder. Versuche, das Verfahren auf komplexe Bergmischwald- und Buchenbestände auszudehnen, zeigten keinen Erfolg.

## 6.3 Objekt-basierter Ansatz mit dem Fractal Net Evolution Algorithm

### 6.3.1 Einleitung

Im Folgenden wird die die Entwicklung und Evaluation einer objekt-basierten Methode zur Einzelbaumdelinierung auf Grundlage von Laserscanner- und Multispektraldaten. Der objekt-basierte Ansatz ist nicht neu (SCHNEIDER et al. 2000, BLASCHKE und STROBL 2001), doch gerade die Anwendung zur Erfassung von Waldstrukturen in Kombination mit neuen Fernerkundungstechnologien bietet viel versprechende Möglichkeiten (DE KOK et al. 1999, FLANDERS et al. 2003).

Die Durchführung erfolgte mit der kommerziellen, objekt-basierten Bildverarbeitungssoftware eCognition. Das in dieser Software implementierte Verfahren beruht auf der Annahme, dass, in Anlehnung an die menschliche kognitive Wahrnehmung, semantische Informationen für die vollständige Interpretation eines Bildes notwendig sind. Diese Informationen können jedoch nur von Bildobjekten und nicht von einzelnen Pixeln repräsentiert werden.

Der eigentlichen Klassifizierung muss also eine Bildsegmentierung vorausgehen. Der „Fractal Net Evolution Algorithm“ erlaubt dabei die effiziente Einbindung sowohl von spektralen Informationen als auch von räumlichen Konzepten wie Form und Größe. Es handelt sich um eine „bottom up region growing“ Technik, die von zufällig verteilten, ein Pixel großen Objekten ausgeht. In den folgenden Schritten werden die Pixel in einem paarweisen Klusterprozess aufgrund ihrer spektralen und räumlichen Eigenschaften zu Objektprimitiven zusammenführt. Ziel des FNEA ist es, die Variabilität zwischen Objekten zu maximieren und die Variabilität innerhalb der Objekte zu minimieren. Dafür werden die Objekte so fusioniert, dass die Heterogenität möglichst wenig anwächst. Die Differenz der spektralen Heterogenität wird wie folgt berechnet:

$$\Delta H_{color} = \sum_c w_c (n_{merge} \cdot \sigma_{c,merge} - (n_{obj,1} \cdot \sigma_{c,obj,1} + n_{obj,2} \cdot \sigma_{c,obj,2})) \quad \text{Gleichung 23}$$

$n_{merge}$	Anzahl der Pixel im zusammengeführten Objekt
$n_{obj,1}$	Anzahl der Pixel in Objekt 1
$n_{obj,2}$	Anzahl der Pixel in Objekt 2
$\sigma_c$	Standardabweichung in Kanal C

Die Fusionierung benachbarter Objekte erfolgt so lange, bis die Größe der Objekte einen vom Nutzer vorgegebenen Schwellenwert erreicht, dann stoppt die Segmentierung. Dieses Verfahren ist im Detail in BAATZ und SCHÄPE (2000) beschrieben.

Für die folgende Klassifizierung stehen dann nicht nur die spektralen Informationen zur Verfügung, sondern auch Form- und Texturparameter sowie logische Beziehungen zwischen den durch die Segmentierung gebildeten Objektprimitiven. Damit erlaubt es das Verfahren, die menschliche kognitive Wahrnehmung zu modellieren. Semantische Information, die nur von Bildobjekten und nicht vom einzelnen Pixel repräsentiert werden, können in den Klassifizierungsprozess integriert werden. Dabei erfolgt die Beschreibung der einzelnen Objektklassen über die Aufstellung von Regelwerken nach einem „Fuzzy-Logic-Prinzip“ mit sog. „Membership Functions“. Die einzelnen Klassen können mit Hilfe einer „Class Hierachy“ strukturiert werden.

Durch die Möglichkeiten der Einbindung thematischer Informationen aus Geo-Informationssystemen für die Bildanalyse, der Vektorisierung und dem Exportieren der Ergebnisse im „Shape-Format“ schließt eCognition die Lücke zwischen herkömmlichen Methoden der Fernerkundung und GIS-Anwendungen (SCHNEIDER et al. 2000). Darüber hinaus ermöglicht die „Protocol“-Funktion, das entwickelte Regelwerk zu speichern und damit auch auf andere Waldbestände zu übertragen. Eine detailliertere Beschreibung des Ansatzes von eCognition findet sich in BENZ et al. (2004), sowie in BRUNETT und BLASCHKE (2003).

Das Ziel der im folgenden beschriebenen Analysen war es, zu ermitteln, ob ein objekt-basiertes Regelwerk entwickelt werden kann, das es ermöglicht, Einzelbauminformationen in verschiedenen Waldbeständen abzuleiten. Es sollte hierbei nach vier verschiedenen Eigenschaften gesucht werden: Position (x, y, z), Baumhöhe, Baumart und Kronenfläche.

### 6.3.2 Material

Als Datengrundlage diente das digitale Oberflächen- (Sommerbefliegung) und das digitale Bodenmodell (Frühlingsbefliegung) aus der Laserscanningbefliegung sowie die optische Informationen des TopoSys-RGBI-Zeilenscanners. Zur Überprüfung der Ergebnisse wurden sechs Referenzflächen, die unterschiedliche Waldstrukturen repräsentieren, ausgewählt:

21 Lärchenberg	(Mehrschichtiger Buchen-Fichten-Edellaubbaumbestand)
50 Hochwiesel	(Einschichtiger Fichten-Altbestand, Hochlage)
57 Sallerhäng	(Einschichtiger Fichten-Altbestand, Tal-/Hanglage)
59 Recherau	(Einschichtiger Fichten-Jungbestand, Tal-/Hanglage)
60 Feistenberg A	(Zweischichtiger Buchen-Edellaubbaum-Altbestand)
64 Schachtenau	(Nach Absterben der Fichte durchbrochener Buchen-Altbestand)

Eine detailliertere Beschreibung der Bestände befindet sich in der Anlage.

### 6.3.3 Methodisches Vorgehen

#### 6.3.3.1 Beschreibung des Algorithmus

Im ersten Schritt wurden Protokolle erstellt, die speziell auf den jeweiligen Bestandestyp zugeschnitten waren (alte/junge Bestände, Nadel-/Laub-, Mischwald usw.). Dabei wurde die Eignung der unterschiedlichen Merkmale (spektrale, zeitliche, horizontale und vertikale Objektbeziehungen) zur Trennung der Klassen und Segmentierung der Einzelbäume mit der „Feature Space Optimisation“ Routine in eCognition untersucht.

Da der Aufwand für die Übertragung der speziellen Regelwerke auf die verschiedenen Bestandstypen sehr hoch war, wurde angestrebt, ein Protokoll für alle Bestände zu entwickeln, das bei der spezifischen Anwendung lediglich kleiner Korrekturen bedarf. Damit sollte die Voraussetzung geschaffen werden, das entwickelte Verfahren auch operativ einsetzen zu können: eine robuste allgemeine Lösung wurde einer speziellen Lösung vorgezogen. Die nachfolgende Tabelle zeigt die verschiedenen Schritte des entwickelten Protokolls für Fläche 64. Tabelle 42 zeigt die Parameter, die bei den anderen Flächen verwendet wurden.

Schritt	Beschreibung des Protokolls
1	Bildsegmentierung, um Level 1 Objekte zu erzeugen (segment crn med only, scale parameter 1, col 0.5, shp 0.5, smo 0.1, com 0.9)
2	Klassifikation von Objekten, die keine Bäume sind (med_crn < 5 m, mean_IR < 1500)
3	Klassifikation von Nadelbaumobjekten (NDVI < 0.08)
4	Klassifikation von Laubbaumobjekten (not-spruce)
5	Segmentierung der Nadelbaumobjekte, um Level 2 Objekte zu erzeugen (segment crn med only, scale parameter 1, col 0.5, shp 0.5, smo 0.1, com 0.9)
6	Klassifizierung der Spitzen lebender Nadelbäume (NDVI > 0.045; Rel. Border to Higher Neighbour < 0.14)
7	Klassifikation von Spitzen toter Nadelbäume (NDVI < 0.045; Rel. Border to Higher Neighbour < 0.14)
8	Klassifizierung der Spitzen von Laubbäumen (Mean_IR > 1750)
9	Klassifizierung der Laubbaumkronen (not deciduous peak)
10	Vektorisierung und Export der Spitzen von lebenden und toten Nadelbäumen nach ArcGIS
11	Segmentierung der Laubbäume Level 2 Objekte, um Level 3 Objekte zu erzeugen (segment RGBI, scale parameter 10, col 0.5, shp 0.9, smo 0.1, com 0.9)
12	Klassifizierung der Spitzen von Laubbäumen (Area > 5 m <sup>2</sup> )

Tabelle 41: Protokollfunktion, die mit eCognition für die Einzelbaumerkennung entwickelt wurde (die Parmameterwerte beziehen sich auf Referenzfläche 64).

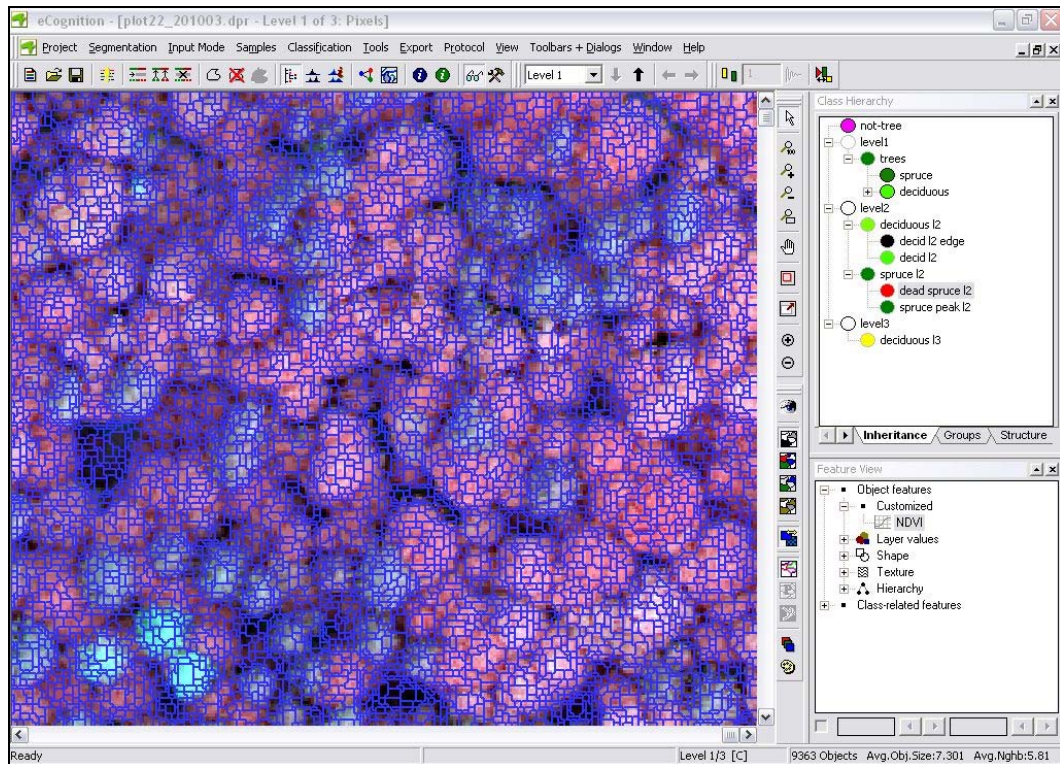


Abbildung 73: Ergebnis der ersten Segmentierung (s. Schritt 1 in Tabelle 41).



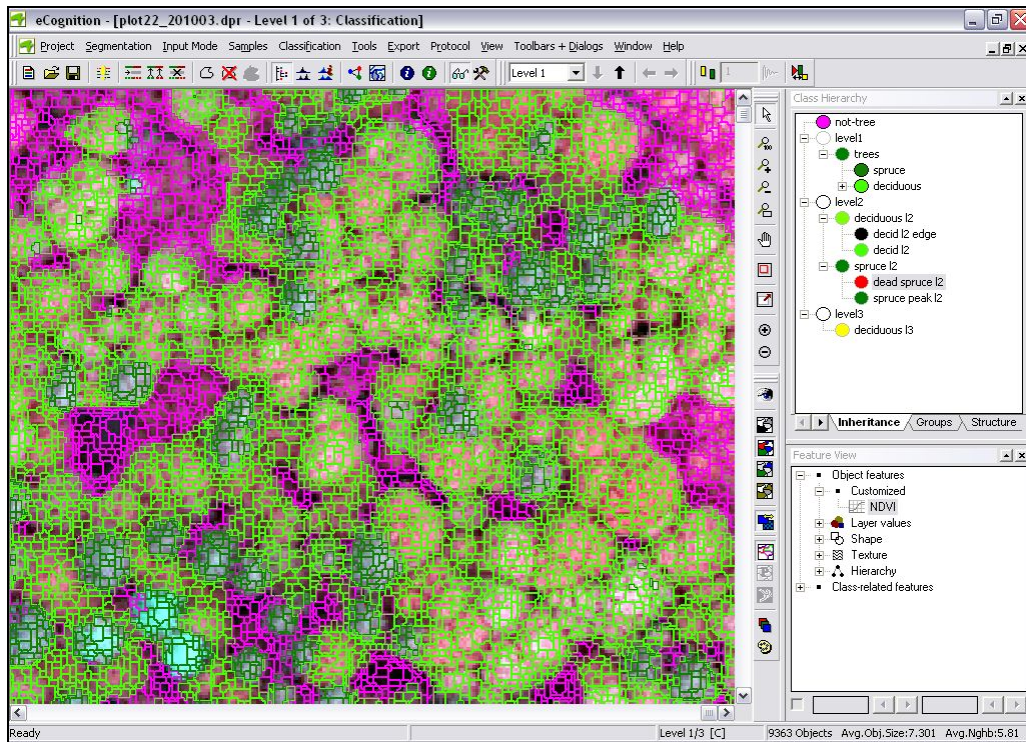


Abbildung 74: Nach der ersten Klassifizierung. Bei den violetten Segmenten handelt es sich um Bereiche zwischen den Bäumen, die aufgrund des NDVI und des Laser-DSM abgeleitet wurden. Nadel- und Laubbaumsegmente wurden mit dem NDVI getrennt (s. Schritte 2 - 4 in Tabelle 41).

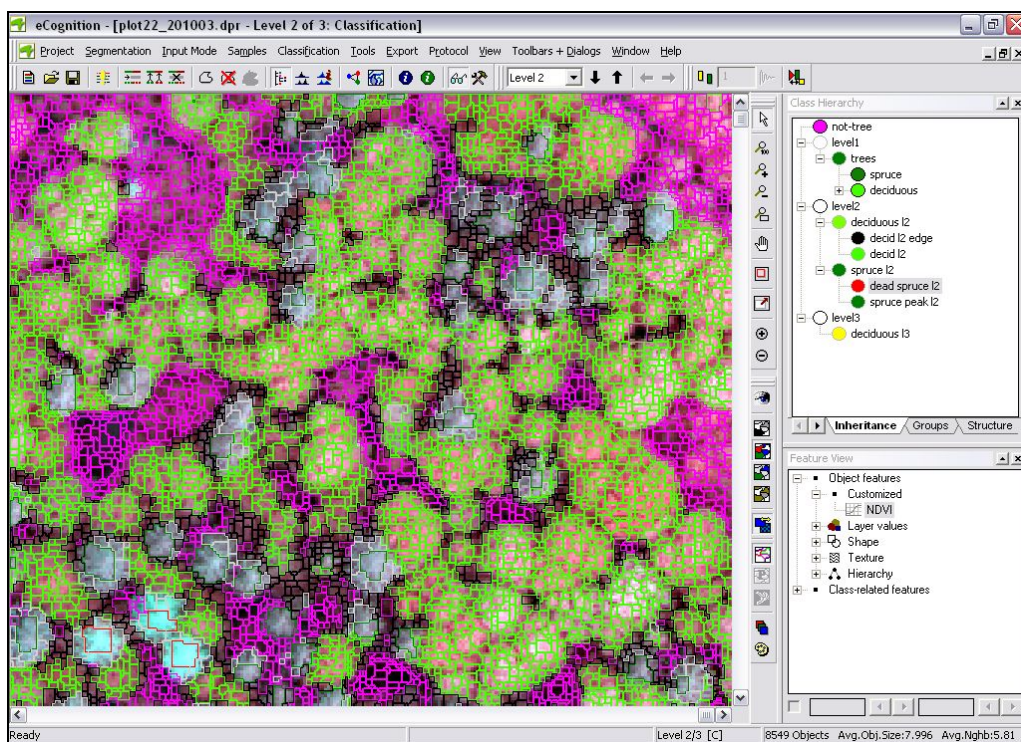


Abbildung 75: Level 2 Segmentierung und Klassifizierung der Nadelbaumsegmente. Diese wurden mit dem Werkzeug „Relative Border to Higher Neighbour“ selektiert und exportiert. Bei Segmenten, die mit diesem Werkzeug einen geringen Wert aufwiesen, handelt es sich um lokale Maxima, also Baumspitzen (s. Schritte 5 – 7 in Tabelle 41).

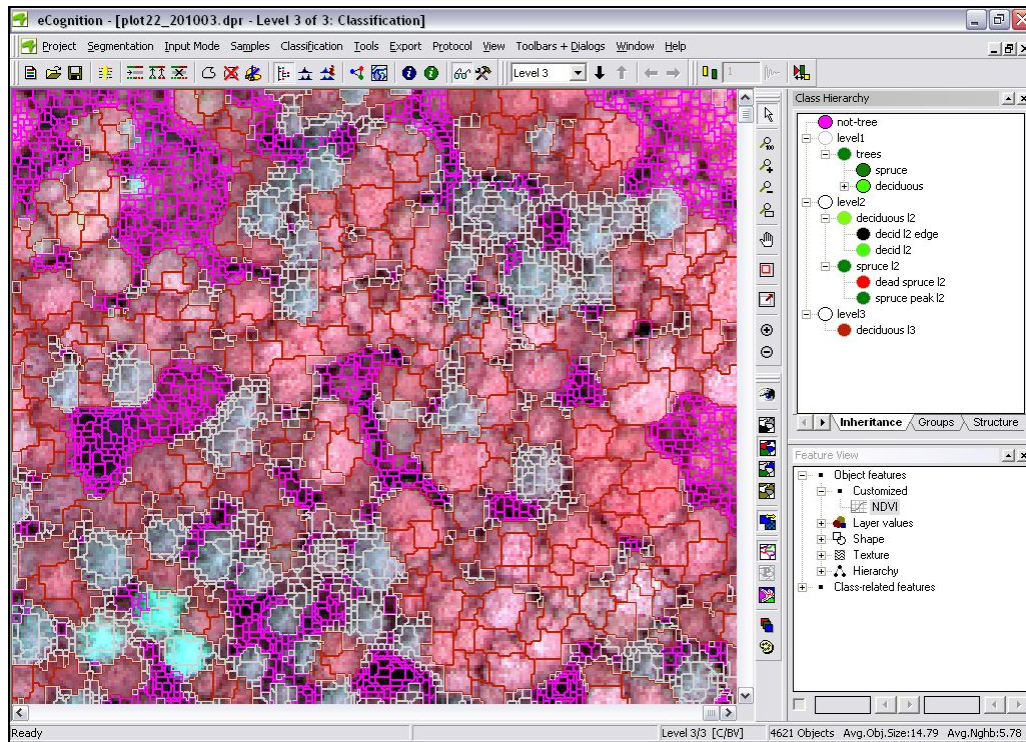


Abbildung 76: Level 3 Segmentierung und Klassifizierung der Laubbaumkronen. Für die Segmentierung wurde ein „Scale parameter“ gewählt, der es den Laubbaumsegmenten aus Level 2 erlaubt, zu wachsen. Allerdings treten in diesem Schritt Probleme auf, da die Segmente zum Teil Bereiche zwischen zwei Kronen überschreiten (s. Schritte 11 – 12 in Tabelle 41).

Fläche	Schritt 1	2	3	5	6	7	8	11	12
64	1, 0.5, 0.9	<5, <1500	<0.08	1, 0.5, 0.9	>0.045, <0.14	<0.045, <0.14	>1750	10, 0.9, 0.9	>5
22	2, 0.5, 0.9	<5, <1500	<0.09	5, 0.5, 0.9	>0.045, <0.14	<0.045, <0.14	>1715	11, 0.9, 0.9	>6
50	2, 0.5, 0.9	<5, <1500	<0.09	3, 0.5, 0.9	>0.045, <0.14	<0.045, <0.14	>1715	11, 0.9, 0.9	>10
57	1, 0.5, 0.9	<5, <1350	<0.0934	1, 0.5, 0.9	>0.045, <0.13	<0.045, <0.13	>1715	11, 0.9, 0.9	
60	2, 0.5, 0.9	<7, <1500	<0.09	5, 0.5, 0.9	>0.045, <0.14	<0.045, <0.14	>1800	11, 0.9, 0.9	
59	1, 0.5, 0.9	<5, <1550	<0.11	2, 0.5, 0.9	>0.045, <0.13	<0.045, <0.14	>1715	11, 0.9, 0.9	>10

Tabelle 42: Parametereinstellungen für die 6 Referenzbestände

### 6.3.3.2 Evaluierung der Ergebnisse

Die Evaluierung erfolgte visuell mit der Hilfe von kleinmaßstäblichen Karten, die sowohl die mit eCognition abgeleiteten Einzelbäume, als auch die am Boden erfassten Bäume mit einer Höhe von über 20 m zeigen. In Abbildung 77 ist eine solche Karte dargestellt.



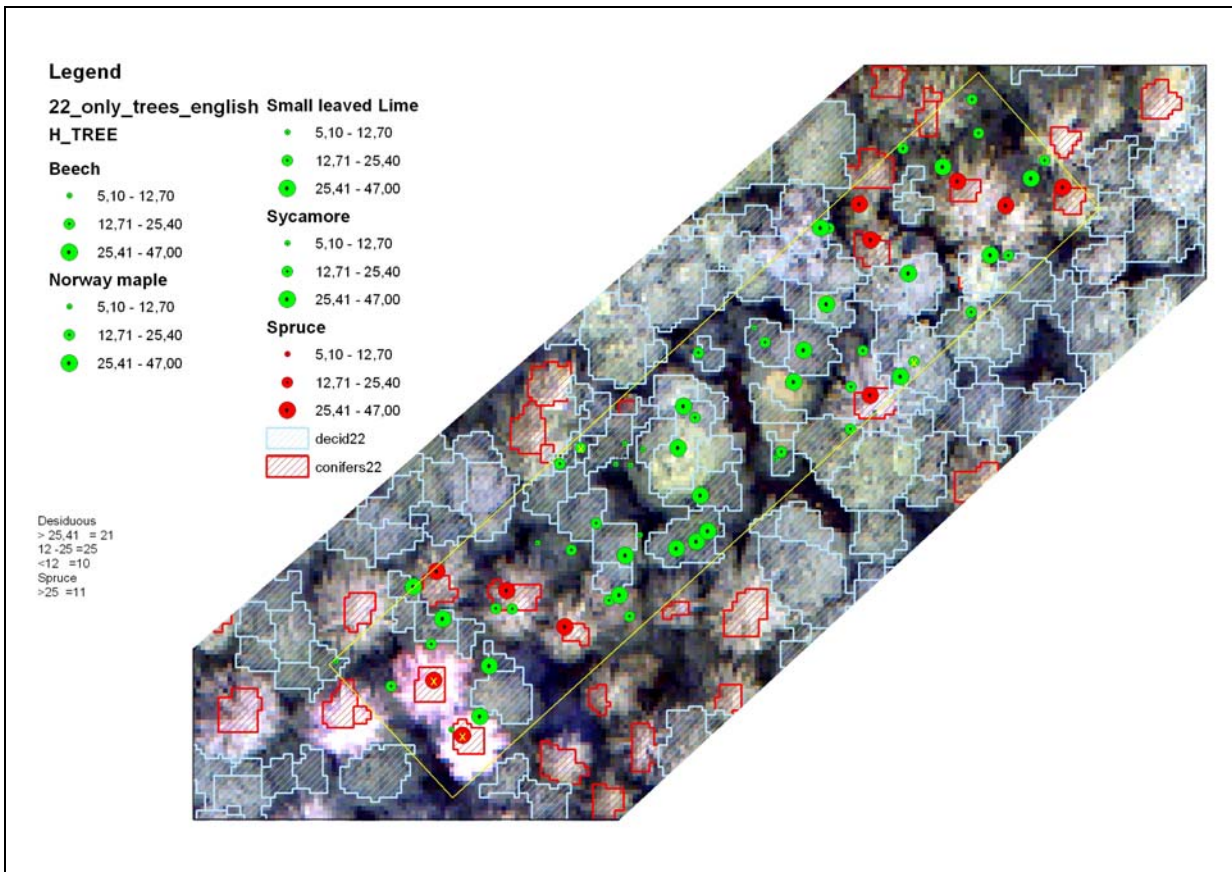


Abbildung 77: Karte für die Durchführung der Evaluation am Beispiel von Referenzfläche 22 Lärchenberg. Sie zeigt die mit eCognition abgeleiteten Einzelbäume zusammen mit den RGBI-Scannerdaten und den am Boden gemessenen Bäumen. Es wurden nur die am Boden gemessenen Bäume mit einer Höhe von über 20 m dargestellt.

### 6.3.4 Ergebnisse

Insgesamt konnten 65 % der Nadelbäume in der Oberschicht mit dem entwickelten Verfahren erkannt werden. Wie zu erwarten, schwankt der Anteil erkannter Bäume stark vom Bestandestyp. Während in den jungen Nadelbaumbeständen nur wenig mehr als 50 % der Oberschichtbäume erkannt werden konnten, waren es in den Altbeständen bis zu 77 %.

	Nadelbäume				Laubbäume				Falsch erkannte Bäume	
	Oberschicht		Unter-Zwischenschicht		Oberschicht		Unter-Zwischenschicht		N	%
	N	%	N	%	N	%	N	%		
<b>22 Lärchenberg</b>	7 (11)	63.6			16 (21)	76.2	13 (35)	37.1	17	25.4
<b>50 Hochwiesel</b>	30 (43)	69.8	2 (3)	66.6					1	2.2
<b>57 Sallerhäng</b>	34 (44)	77.3	0 (1)	0.0					5	11.1
<b>59 Recherau</b>	44 (78)	56.4	19 (138)	23.5	1 (1)	100.0	0 (2)	0.0		
<b>60 Feistenhäng</b>					23 (30)	76.6	3 (14)	21.4	11	25.1
<b>64 Schachtenebene</b>					35 (37)	94.6	2 (9)	22.2	11	23.9
<b>Gesamt</b>	<b>115 (176)</b>	<b>65.3</b>	<b>21 (142)</b>	<b>14.8</b>	<b>75 (89)</b>	<b>84.3</b>	<b>18 (60)</b>	<b>30.0</b>	<b>45</b>	<b>9.6</b>

Tabelle 43: Ergebnisse der Einzelbaumerkennung mit eCognition in 6 Beständen. N: Anzahl erkannter Bäume, in Klammern: im Gelände gezählte Bäume. %: Anteil erkannter Bäume im Verhältnis zu den im Gelände gezählten Bäumen. Zellen ohne Eintrag: es gab keinen Baum in dieser Kategorie.



In der Unter- und Zwischenschicht waren es insgesamt nur 14,8 %. Auch bei den Laubbäumen konnten mit im Durchschnitt 84 % sehr hohe Erkennungsraten erzielt werden. Allerdings wurde ein hoher Anteil falsch erkannter Bäume festgestellt. Während im Durchschnitt etwa 10 % der erkannten Bäume kein Gegenstück am Boden hatten, waren es in manchen Beständen bis zu 25 %.

Für die Ermittlung der Baumhöhen wurde in ARC GIS für jedes Kronenpolygon der jeweils höchste Wert ermittelt. Insgesamt wurden die Höhenmessungen an 232 erkannten Bäumen durchgeführt und mit den Höhenmessungen vom Boden aus verglichen. Für alle Bäume lag der RMS-Fehler bei 3,64 m und das Bestimmtheitsmaß bei 0,73. Der Mittelwert der Messwertdifferenzen lag bei - 0,01 m. Insgesamt wurden die Baumhöhen der Nadelbäume (Abbildung 78) mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,79 und einem RMS Fehler von 3,6 m besser bestimmt als die der Laubbäume. Hier erreichte das Bestimmtheitsmaß nur 0,19, während der RMS-Fehler ebenfalls bei 3,6 m lag. Da die mit eCognition berechneten Kronenflächen deutlich zu klein waren (Abbildung 77), wurde auf deren Evaluierung verzichtet. Die ungenaue Kronendelinierung ist auch dafür verantwortlich, dass beim Vergleich der Baumhöhen so viele Ausreißer festgestellt wurden.

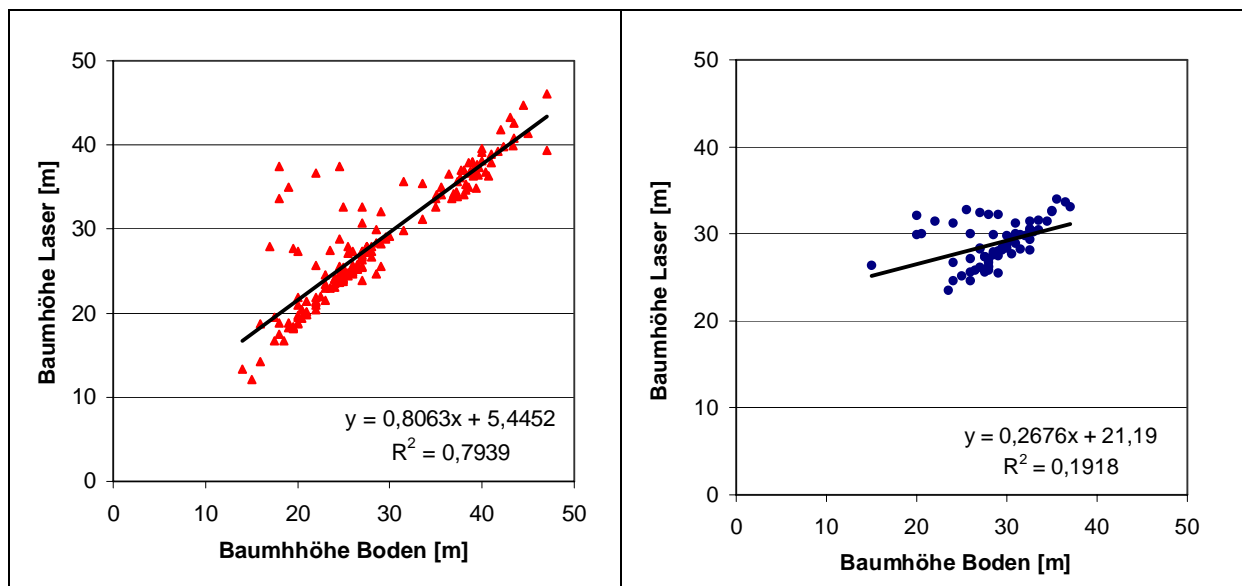


Abbildung 78: Höhenmessgenauigkeit bei den Nadelbäumen (links) und bei den Laubbäumen (rechts).

### 6.3.5 Diskussion

In den vorliegenden Untersuchungen war es mit Hilfe von eCognition möglich, eine objektbasierte Analyse mit unterschiedlichen Datentypen und -auflösungen gemeinsam durchzuführen. Es wurden sowohl Höheninformationen als auch optische Daten mit unterschiedlichen räumlichen Auflösungen verwendet. Die Stärke des Softwareprodukts liegt dabei in der Fähigkeit, Bildobjekte verschiedener Maßstäbe nachbarschaftlich und hierarchisch mittels räumlicher und kontextabhängiger Attribute zu vernetzen.

In dem entwickelten Analyseprotokoll konnte Expertenwissen über die spektralen Eigenschaften von Nadel- und Laubbäumen integriert und ein Ansatz "lokales Maximum" implementiert werden. Dieser folgt dem Prinzip, dass die meisten Bäume einen höchsten Punkt haben und dadurch erkannt werden. Dazu wurde die Regel eingeführt, dass jede Baumkrone einen Raum von mindestens 2 m um das Maximum herum einnimmt. Damit konnten Informationen über spektrale, räumliche und Größeneigenschaften der Bäume in das

Regelwerk integriert werden. Dabei handelt es sich zwar nur um einen kleinen Teil der Informationen, auf die ein menschlicher Interpret zurückgreift, wenn er ein Bild interpretiert, aber immerhin war es damit relativ einfach möglich, nach der Segmentierung der Kronen die Klassen Nadelbäume, Laubbäume und abgestorbene Bäume mit Hilfe der Spektralinformationen zuzuordnen und auch einen Teil der Bäume zu erkennen.

Das Ziel, einen Algorithmus für die Einzelbaumabgrenzung zu entwickeln, der in einer Vielzahl von Bestandestypen eingesetzt werden kann, konnte nicht vollständig erreicht werden. Für die verschiedenen Bestandestypen sind nach wie vor kleinere Anpassungen des Protokolls nötig, die durch einen menschlichen Interpreten vorgenommen werden müssen. Es bleibt Aufgabe zukünftiger Forschungen, wie dies in einem halbautomatischen Verfahren erreicht werden kann.

Erleichtert wurde die Arbeit durch den exzellenten Export von Daten zur GIS-Anwendung, da der Nutzer entscheiden kann, welche Objekte er exportieren will. Auch die Möglichkeit, Protokolle aufzuzeichnen und zu editieren, sind in eCognition hervorragend implementiert.

Der Nachteil des vorgestellten Verfahrens für die Einzelbaumabgrenzung liegt jedoch in der Eigenschaft des FNEA-Algorithmus, homogene Regionen zusammenzufassen. Dieses Segmentierungsverfahren ist zwar für die allgemeine Landschaftssegmentierung geeignet, für die Erkennung von Bäumen zeigt es jedoch Schwächen. So handelt es sich bei Bäumen nicht um homogene Objekte, da verschiedene Baumbereiche unterschiedlich beleuchtet und die Übergangsbereiche zwischen den Bäumen z. T. sehr unscharf sind. Auch ist es nicht zielführend, homogene Bereiche aus den Höhendaten zu segmentieren, da Baumkronen keine homogene Höhenverteilung aufweisen. Charakteristisch für Bäume ist vielmehr eine kegelförmige oder rundliche Form mit einem Höhenmaximum und einem lokalen spektralen Extremwert nahe dem Mittelpunkt mit einem mehr oder weniger raschen Höhenabfall zum Rand der Baumkrone hin. Diesen Überlegungen zur Folge wäre eine vom Zentrum ausgehende Segmentierung für die Erkennung von einzelnen Bäumen wesentlich besser geeignet. Die dazu notwendigen Werkzeuge zum Finden und Erweitern der lokalen Maxima fehlten jedoch.

In der neuen Software eCognition Forester hat Definiens zwar einen Lokal-Maxima-Ansatz verwendet. Allerdings ist diese Software speziell für Jungbestände in Plantagenwäldern entwickelt und wird nicht für Altbestände empfohlen. Eine diesbezügliche Erweiterung des Funktionsumfangs von eCognition ist jedoch für die neue Version eCognition 5.0 angekündigt. Erste Tests mit der Beta-Version deuten darauf hin, dass die jetzt implementierten Routinen zum Finden lokaler Maxima und der anschließenden Erweiterung dieser Maxima besser zum Erkennen von Bäumen geeignet sind. Allerdings muss der Suchradius für die Extraktion der lokalen Maxima jeweils vorgegeben werden und passt sich nicht automatisch, beispielsweise in Abhängigkeit der Baumhöhe, an (TIEDE und HOFFMANN 2006).

Aus diesen Gründen musste von einer weiteren Verwendung von eCognition für die Einzelbaumerkennung in diesem Projekt Abstand genommen werden. Deshalb wurden für die weiteren Analysen Algorithmen/Verfahren angewendet, die auf die Segmentierung von Bäumen optimiert wurden. Diese werden in den nachfolgenden Kapiteln vorgestellt.

## 6.4 Watershed Algorithmen

### 6.4.1 Einleitung

Durch die Entwicklung von flugzeuggetragenen Laserscannern mit sehr hohen Messfrequenzen wurde es möglich, sehr effizient kleine Objekte auf der Bodenoberfläche zu erkennen und zu vermessen. Die Möglichkeiten zur Einzelbaumerkennung mit diesen Daten wurden erstmals 1999 demonstriert (BRANDBERG 1999, HYYPPÄ und INKINEN 1999). Diese ersten Tests wurden in relativ einfach aufgebauten, von Nadelbäumen dominierten borealen Wäldern durchgeführt. Die Ergebnisse zeigten, dass die meisten in den Altbeständen von oben sichtbaren Bäume erkannt werden können. Schwierigkeiten traten jedoch in jungen und dichten Waldbeständen sowie bei dichten Gruppen von Nadelbäumen auf. Baumhöhen und Kronendurchmesser wurden mit einer Genauigkeit von unter einem Meter bestimmt.

Im nächsten Schritt konnte gezeigt werden, dass die aus den Laserdaten ermittelten Baumhöhen und Kronenflächen als Ausgangsparameter für die Ableitung des Holzvolumens der erkannten Bäume genutzt werden können (HYYPPÄ et al. 2001, PERSSON et al. 2002). Allerdings weisen die Schätzungen des Holzvolumens auf Bestandesebene einen gerichteten Fehler auf, der dadurch bedingt ist, dass fast ausschließlich Bäume aus der Oberschicht erkannt werden können. MALATAMO et al. (2004) kombinierten deshalb eine Weibullverteilung mit einer Baumhöhenfunktion, die aus Laserdaten abgeleitet wurde, um die nicht erkannten Bäume korrigieren zu können. Darüber hinaus wurden Verfahren entwickelt, um auf Basis der Einzelbaumsegmente Baumarten zu erkennen (PERSSON et al. 2004) und den Kronenansatz zu schätzen (HOLMGREN und PERSSON 2004).

2003 wurden die ersten Ergebnisse zur Einzelbaumerkennung und Höhenmessgenauigkeit aus Laubwäldern veröffentlicht. BRANDTBERG et al. (2003) analysierte Laubbaumbestände aus dem Osten der Vereinigten Staaten, GAVEAU und HILL (2003) aus Großbritannien. Wegen der mehr kugelförmigen Kronenform und der z. T. auftretenden Mehrwipfligkeit konnten insgesamt etwas ungünstigere Resultate erzielt werden als in nadelbaumdominierten Wäldern.

Für strukturreiche Mischbestände fehlen bislang Untersuchungen, die Verfahren der Einzelbaumerkennung anhand von terrestrisch erhobenen Referenzdaten überprüfen. Der Nationalpark bietet hierfür günstige Voraussetzungen, da sich in den verschiedenen Höhenstufen mehrere Waldtypen mit unterschiedlichen Aufbauformen befinden. Im nachfolgenden Text werden die Ergebnisse der Evaluierung von zwei Algorithmen vorgestellt. Der erste Algorithmus stammt von der Swedish Defence Research Agency und wurde für boreale Verhältnisse entwickelt (PERSSON 2001, PERSSON et al. 2002). Der zweite Algorithmus wurde vom Institut für Fernerkundung und Landschaftsinformationssysteme der Universität Freiburg entwickelt und in Süddeutschland getestet (DIEDERSHAGEN et al. 2003, WEINACKER et al. 2004).

Beide Verfahren werden hier als Watershed-Algorithmen (morphologisches Wasserscheideverfahren) bezeichnet. Der Name leitet sich daraus ab, dass ähnliche Verfahren für Wassereinzugsgebietsstudien verwendet werden. Um den Abfluss von Wasser in einer Landschaft zu simulieren, wird unterstellt, dass das Wasser immer den steilsten Weg bergab nimmt, bis es im Tal angekommen ist. Bei der Übertragung dieses Prinzips auf die Einzelbaumerkennung wird angenommen, dass das invertierte (umgekehrte) Bestandesmodell der Landschaft entspricht. Auch hier fließt das „Wasser“ so lange bergab, bis ein Minimum erreicht wird, dieses Minimum entspricht dann der Spitze eines Baumes, der Einzugsbereich

seiner Krone. Beim schwedischen Verfahren wird das Prinzip umgekehrt, hier steigt der Wasserspiegel so lange an, bis nur noch die Baumspitzen heraussehen.

Beide Algorithmen schätzen automatisch Baumposition, Baumhöhe und Kronendurchmesser jedes einzelnen Baumes auf Basis der Laserscanningdaten. Ziel der Analysen war es, Einzelbaumerkennung, Höhen- und Kronenmessgenauigkeit dieser Algorithmen für verschiedene Waldtypen im Nationalpark zu testen. Darüber hinaus sollten auch Brusthöhendurchmesser und Holzvolumen der Bäume mittels Regressionsmodellen geschätzt und ein Verfahren zur Unterscheidung von Laub- und Nadelbäumen entwickelt werden.

### 6.4.2 Material

Für die Einzelbaumerkennung mit den Watershed-Algorithmen wurden die Laserscanningdaten der Winterbefliegung (DTM) und der Sommerbefliegung (DSM) verwendet. Die Evaluierung der Ergebnisse fand anhand der folgenden Referenzflächen statt:

21 Lärchenberg A, 22 Lärchenberg B, 50 Hochwiesel A, 51 Hochwiesel B, 52 Sulzschachten A, 53 Sulzschachten B, 54 Höllbachau, 55 Rothkreuz, 56 Haselau, 57 Sallerhäng, 58 Totenschädel, 59 Recherau, 60 Feistenhäng A, 61 Feistenhäng B, 62 Hüttenau, 63 Gruben, 64 Schachtenebene, 65 Diensthütte, 74 Sallerhäng 134, 81 Sallerhäng 135, 91-98 Scheuereck 111.

In Tabelle 44 sind die wichtigsten statistischen Kenngrößen der am Boden gemessenen Bäume dargestellt. Die Fichte ist mit einem Anteil von 58,6 % am Holzvolumen die bedeutendste Baumart auf den verwendeten Referenzflächen, es folgen Buche mit 34,4 %, Tanne mit 3,3 % und der Bergahorn mit 2,4 %. Alle anderen Baumarten (Vogelbeere, Spitzahorn, Linde) haben zusammen nur einen Anteil von 1,3 %. Auf die Anzahl der vorkommenden Bäume bezogen hat

		<b>BHD [cm]</b>	<b>Höhe [m]</b>	<b>Holzvolumen [Vfm]</b>	<b>Kronenradius [m]</b>
<b>Nadelbäume Hochlage</b>	N	359	359	358	124
	<b>Mittelwert</b>	26.12	15.52	0.73	2.47
	<b>Stabw</b>	15.5	6.76	1	0.46
	<b>Min</b>	7	5	0.02	1.06
	<b>Max</b>	73	29.5	4.96	3.67
<b>Nadelbäume Tal-/Hanglage</b>	N	710	710	710	219
	<b>Mittelwert</b>	34	24.89	2.09	3.34
	<b>Stabw</b>	22.56	13.21	2.65	0.75
	<b>Min</b>	7	5	0.06	1.06
	<b>Max</b>	103	51.2	15.05	5.1
<b>Laubbäume Tal-/Hanglage</b>	N	1035	1035	1035	706
	<b>Mittelwert</b>	25.13	21.29	1.04	3.67
	<b>Stabw</b>	14.87	9.75	1.36	1.26
	<b>Min</b>	7	5	0.06	0.98
	<b>Max</b>	89	40.4	9.44	8.83

Tabelle 44: Statistische Kenngrößen wichtiger forstlicher Parameter der Bäume der Bodenreferenz unterteilt nach Nadelbäume Hochlage, Nadelbäume Tal- und Hanglage und Laubbäume.

die Fichte einen Anteil von 45,9 %, die Buche von 48,6 %, Bergahorn 2,7 % und Tanne 1,9 %. Alle anderen Baumarten kommen auf einen Anteil von 0,9 %. Wenn im Folgenden also der Begriff Nadelbäume verwendet wird handelt es sich in 95 % der Fälle um Fichten und bei dem Begriff Laubbäume - je nach Berechnungsmethode - in 90 % (Holzvolumen) bzw. 93 % (Anzahl) der Fälle um Buchen.

### 6.4.3 Methodisches Vorgehen

#### 6.4.3.1 Evaluierung der Ergebnisse

Für die Evaluierung der Ergebnisse musste eine Methode entwickelt werden, um die aus den Laserscanningdaten berechneten „Laserbäume“ mit den terrestrisch aufgenommenen Bäumen vergleichen zu können. Dazu war es in einem ersten Schritt nötig, die Laserbäume mit den Bäumen zu verbinden, um dann die berechneten Ergebnisse (Laserbäume) mit den gemessenen (Bäume) zu vergleichen.

Eine visuelle Prüfung, wie sie bei der Evaluierung der Ergebnisse des Fractal Net Evolution Algorithm durchgeführt wurde, schied hier aus. Zum einen war dieses Verfahren aufgrund der hohen Baumzahl der einbezogenen Probeflächen nicht mehr möglich, so dass ein teilautomatisiertes Verfahren entwickelt werden musste. Zum anderen beinhaltet die visuelle Interpretation ein unbekanntes Maß an Subjektivität, so dass die Ergebnisse je nach Bearbeiter und „Tagesform“ erheblich schwanken können. Dieser subjektive Fehler sollte durch eine nachvollziehbare und reproduzierbare Methode zur Evaluierung der Laserdaten so weit als möglich ausgeschaltet werden. Als Schwierigkeit erwies sich dabei, dass von den Algorithmen nur ein Teil der Bäume erkannt wurde. Dies trifft insbesondere auf mitherrschende Bäume sowie Bäume aus der Unter- und Zwischenschicht zu. Für die Verknüpfung von Laser- und Bodenbäumen wurden deshalb die Kriterien Entfernung und Höhendifferenz zwischen „Laserbäumen“ und Bäumen eingeführt.

Die Aufgabe lautete vereinfacht ausgedrückt: suche ausgehend von den bereits erkannten „Laserbäumen“ den nächstgelegenen Baum, der innerhalb einer definierten Höhenabweichung liegt. Diese dürfen jeweils nur einmal zugeordnet werden.

#### Schritte im Evaluierungsprozess:

##### 1. Datenselektion

Zunächst wurden alle Bäume mit einer Höhe von größer 5 m und einem BHD größer 7 cm sowie alle „Laserbäume“, die sich in einem Buffer von 3 m um die Referenzfläche befinden, ausgewählt.

##### 2. Berechnung der nächstgelegenen Laserbäume

Ausgehend von den Bäumen wurden in einem Suchradius von max. 10 m die zehn nächsten „Laserbäume“ gesucht. Ergebnis ist eine Tabelle, in der jeder Baum zehnmal mit je einem zugeordneten „Laserbaum“ erscheint.

##### 4. Reduktion der Zuordnungspaare

Erstes Kriterium: „Laserbaum“ befindet sich in einem Radius von 60 % des mittleren Baumabstandes auf der Referenzfläche (dieser Wert ist eine Annäherung an den durchschnittlichen Kronenradius (50 %) auf einer Fläche plus einer Zugabe von 10 %).

Zweites Kriterium: der Höhenunterschied ist kleiner als 15 % der Oberhöhe der Bäume der Referenzfläche.

Das Ergebnis dieses Schritts sind: „Erkannte Bäume“

## 6. Entfernen der erkannten Bäume

Reduktion von Mehrfachzuordnungen von Bodenbäumen auf eine Zuordnung und Entfernen der erkannten Bäume aus der Gesamtmenge.

Das Ergebnis dieses Schritts sind: „Nicht erkannte Bäume“

## 7. Entfernen der erkannten „Laserbäume“

Reduktion von Mehrfachzuordnungen von „Laserbäumen“ auf eine Zuordnung und Entfernen der Laserbäume, die als erkannte Bäume bestätigt wurden.

Das Ergebnis dieses Schritts sind „falsch erkannte Laserbäume“ (Laserbäume, denen kein Bodenbaum zugeordnet werden kann).

## 8. Nachkontrolle,

ob diese falsch erkannten Laserbäume am Rand der Referenzfläche stehen und ein passender Bodenbaum erfasst wurde. Dazu wurden die Ergebnisse in „ArcView“ visualisiert (Plotfläche, Bodenbäume, Laserbäume, errechnete Kronen der Laserbäume), um die Zuordnung nachzukontrollieren und im Einzelfall zu korrigieren. In diesem Schritt wird auf die Lage von Bodenbäumen innerhalb der errechneten Laserbaumkronen Wert gelegt.

## 9. Zusammenfügen

Erkannte Bodenbäume, nicht erkannte Bäume und falsch erkannte Laserbäume werden in einer Tabelle zusammengefügt.

## 10. Auswertung der Baumparameter

Durch die Verknüpfung des Laser- und Geländebaumes ergibt sich die Möglichkeit, die Baumerkennungsrate sowie die Genauigkeit der automatisierten Höhen- und Kronenflächenbestimmung zu analysieren. Dazu wurden die Ergebnisse in eine vorgefertigte Auswertetabelle übertragen. Für die Analyse der Erkennungsrate wurden die Bäume auf drei verschiedene Höhenklassen aufgeteilt. Oberschicht: mindestens 80 % der Oberhöhe, Zwischenschicht 50 - 80 % der Oberhöhe und Unterschicht kleiner 50 % der Oberhöhe.

### 6.4.3.2 Wahrscheinlichkeit, einen Baum zu erkennen

Um den Einfluss verschiedener Steuervariablen auf die Erkennung eines Baumes zu untersuchen, wurde eine binär logistische Regression verwendet. Es handelt sich dabei um ein robustes Verfahren, das im Vergleich zur Diskriminanzanalyse weniger Anforderungen an die Daten stellt (Normalverteilung, gleiche Kovarianzmatrizen). Die Gleichung für die Logistische Regression hat die folgende allgemeine Form:

$$Z = b_0 + b_1 \cdot x_1 + b_2 \cdot x_2 + \dots + b_i \cdot x_i \quad \text{Gleichung 24}$$

Bei der Gleichung der logistischen Regression steht  $b_0$  für die Konstante und  $b_i$  für den entsprechenden Regressionskoeffizienten der unabhängigen Variable  $x_i$ . Die Parameter für die einzelnen Variablen werden nach der Maximum-Likelihood-Methode so geschätzt, dass durch ihre Wahl die Wahrscheinlichkeit der Zuordnung aller Beobachtungen zur jeweils korrekten Gruppe maximal ist.

Die Wahrscheinlichkeit, mit der eine der beiden Ausprägungen der abhängigen Variablen auftritt, wird mit der folgenden logistischen Verteilungsfunktion hergeleitet, die Schätzwerte zwischen 0 und 1 liefert. Dabei ist  $Z$  das Ergebnis der logistischen Regressionsgleichung (Gleichung 24).

$$W_i = \frac{1}{(1 + e^{-z})}$$

Gleichung 25

Die Güte des Modells wurde anhand der folgenden Kriterien geprüft:

1. Klassifikationstabelle, in der für jede Gruppe der abhängigen Variable die beobachtete und geschätzte Gruppenzugehörigkeit dargestellt ist.
2. Pseudo-R<sup>2</sup> von NAGELKERKES.
3. HOSMER-LEMESHOW Anpassungsstatistik.

Für weitere Details zur Logistischen Regressionsrechnung sei hier auf PRUSCHA (2005) und KNOKE (2003) verwiesen.

### 6.4.3.3 Bestimmung von Baumhöhe, Kronenradius, Brusthöhendurchmesser und Holzvolumen

Die Schätzung (p) von Baumhöhe, Kronenradius, Brusthöhendurchmesser und Holzvolumen (Gleichung 26 bis 29) erfolgte mit Hilfe der Linearen Regressionsrechnung aus den Lasermessungen von Baumhöhe und Kronenradius. Dabei wird eine Gerade so angepasst, dass die Abweichungen (Residuen) zwischen den am Boden beobachteten und denen durch die Regressionsgerade berechenbaren Werten möglichst minimal sind. Dafür wurde die „Methode der kleinsten Quadrate“ verwendet (BAHRENBERG et al. 1992; MUSSONG 1989, HRADETZKY 1978).

Für diese Berechnungen wurde die Statistiksoftware SPSS verwendet. Dazu wurde der Datensatz in drei Gruppen unterteilt: Laubbäume, Nadelbäume Tal- und Hanglagen, Nadelbäume Hochlagen. Für die Berechnung der Regressionsmodelle wurde die Methode „Einschluss“ gewählt.

#### Bestimmung der Baumhöhe:

$$H = b_0 + b_1 \cdot H_L + b_2 \cdot K_L + b_3 \cdot H_L^2 + b_4 \cdot K_L^2$$

Gleichung 26

#### Bestimmung des Kronenradius:

$$K = b_0 + b_1 \cdot H_L + b_2 \cdot K_L + b_3 \cdot H_L^2 + b_4 \cdot K_L^2$$

Gleichung 27

#### Bestimmung des Brusthöhendurchmessers:

$$BHD = b_0 + b_1 \cdot H_L + b_2 \cdot K_L + b_3 \cdot H_L^2 + b_4 \cdot K_L^2$$

Gleichung 28

#### Bestimmung des Einzelstammvolumens (Methode I):

$$V = b_0 + b_1 \cdot H_L + b_2 \cdot K_L + b_3 \cdot H_L^2 + b_4 \cdot K_L^2$$

Gleichung 29

- $H_L$ : Höhe aus Laserscanningmessungen  
 $K_L$ : Kronenradius aus Laserscanningmessungen  
 $H$ : gemessene Baumhöhe  
 $K$ : gemessener Kronenradius  
 $BHD$ : gemessener Brusthöhendurchmesser  
 $V$ : gemessenes Einzelbaumvolumen

### Bestimmung des Einzelstammvolumens (Methode II):

Zusätzlich wurde das Volumen mit Standardvolumenfunktionen bestimmt (KENNEL 1973), in die Brusthöhendurchmesser (BHD<sub>p</sub>) und Baumhöhe (H<sub>p</sub>) als Variablen eingehen.

$$V = \pi \cdot \left( \frac{BHD_p}{2} \right)^2 \cdot H_p \cdot f \quad \text{Gleichung 30}$$

$f$ : Formzahl  
 BHD<sub>p</sub>: geschätzter Brusthöhendurchmesser (Gleichung 28)  
 H<sub>p</sub>: geschätzte Baumhöhe (Gleichung 26)

Als Ausreißer wurden alle Beobachtungen identifiziert, deren auf Basis der Studentverteilung standardisierten Residuen außerhalb von  $\pm 2,5$  lagen. Um sicherzustellen, dass die Residuen der Schätzfunktionen nicht korreliert sind, wurde ein DURBIN-WATSON Test durchgeführt. Der Wert soll möglichst nahe an 2 liegen. Ergaben sich Werte zwischen 1,5 und 2,5 wurde davon ausgegangen, dass die Unabhängigkeit der Residuen gegeben ist (DRAPER und SMITH 1981, KNOKE 2003).

### Die Güte der Modelle wurde anhand folgender Kriterien überprüft:

1. Bestimmtheitsmaß
2. Normalverteilung der Residuen
3. Homoskedastizität (gleichmäßige Verteilung der Residuen über den gesamten Wertebereich)
4. Vergleich der Originalwerte mit den prognostizierten Werten des Modells über die Wurzel des mittleren quadratischen Fehlers ( RMSE: Root Mean Square Error, Gleichung 31) und den Variationskoeffizient des RMSE (VK<sub>RMS</sub>, Gleichung 32):

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2} \quad \text{Gleichung 31}$$

$$VK_{RMS} = \frac{\sqrt{\frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}}{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^n O_i} \quad \text{Gleichung 32}$$

O: beobachteter Wert  
 P: geschätzter Wert  
 N: Anzahl der Beobachtungen



## 6.4.4 Algorithmus „Schweden“

### 6.4.4.1 Beschreibung des Algorithmus

Dieses Verfahren zur Einzelbaumerkennung und Bestimmung von Baumhöhe und Kronenradius der bestimmten Bäume besteht aus mehreren Schritten:

1. Vorprozessierung der Daten: Dazu werden die Laserrohdaten in ein Grid mit einer Maschenweite von 0,33 m einsortiert. Da sich in einer Zelle mehrere Laserimpulse befinden können, werden in einem Grid die höchsten und in einem zweiten Grid die niedrigsten Werte abgelegt. Bei Pixeln ohne Messwerte wird der Durchschnitt aus den 8 benachbarten Pixeln mit Messwerten zugeordnet.
2. Ableitung eines digitalen Geländemodells (DTM) aus dem Grid mit den niedrigsten Werten (ELMQUIST 2000).
3. Ableitung eines digitalen Oberflächenmodells (DSM): Dabei ergibt sich die Schwierigkeit, dass ein Teil der Laserimpulse durch die Bestandesoberfläche gedrungen ist und somit Messwerte unterhalb der eigentlichen Oberfläche liegen. Um diese Messwerte zu beseitigen, wird von oben eine Active-Contour-Oberfläche aufgebracht. Diese Oberfläche kann man sich wie ein Netz vorstellen, das sich zunächst auf die Baumspitzen legt (ELMQUIST 2000). Durch die Wahl der Elastizität kann die Steifigkeit des Netzes verändert werden, so dass es sich mehr oder weniger eng an die Lasermesswerte anpasst. Ziel ist es, diese Steifigkeit so einzustellen, dass sich das Netz an den Stellen, wo die Laserimpulse die Oberfläche durchdrungen haben, nicht nach unten erstreckt. Um zu vermeiden, dass Pixel, die sich in der Nähe eines Baumes am Boden befinden, die Werte des Netzes, das zwischen Baum und Boden interpoliert, zugeordnet werden, wird ein Medianfilter angewendet. Anschließend werden die Bodenpixel, über denen sich keine Kronen befinden, auf 0 gesetzt. Im letzten Schritt werden die Pixelwerte, deren Lasermesswerte sich 2 m unter der Netzoberfläche befinden, auf die Netzwerte gesetzt. Das Ergebnis ist ein Oberflächenmodell, in dem die Höhenvariationen innerhalb eines Baumes reduziert sind.

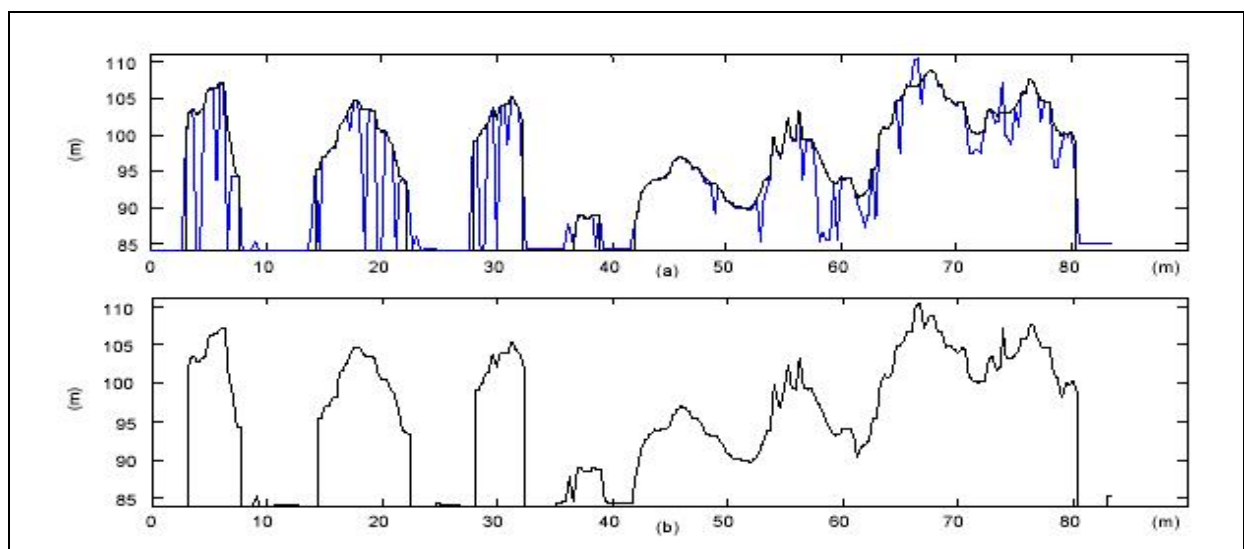


Abbildung 79: Oben Profil durch Höhenaufzeichnungen (blau) und die Active-Contour-Oberfläche, die von oben auf die Höhendaten aufgelegt wird. Untern: Ergebnis der Oberflächenmodellierung (PERSSON 2001).

4. Durch Subtraktion von DSM und DTM wird ein digitales Bestandesmodell (DCM) erstellt.
5. Um die Höhenvariationen innerhalb von Baumkronen weiter zu verringern, wird das Bestandeshöhenmodell durch Anwendung eines Gaußfilters geglättet. Je nach Größe der Bäume sollte das DCM unterschiedlich stark geglättet werden. Deshalb wurden drei verschiedene Einstellungen für Sigma verwendet:  $4/\pi$ ,  $6/\pi$  und  $8/\pi$ .
6. Im nächsten Schritt wird die Position der Bäume durch einen lokalen Maximumansatz in den unterschiedlich geglätteten Bildern bestimmt. Dazu werden Seed Pixel in jeder Grid-Zelle platziert, die dann zur jeweils höchsten Nachbarzelle wandern. Gibt es keine höheren Nachbarzellen mehr, ist das lokale Maximum erreicht (SOILLE 1999). Die Kronenfläche wird anschließend dadurch berechnet, dass der Einzugsbereich eines lokalen Maximums gruppiert wird. Dabei wurde die stärkste Glättung (größte Auflösung) so gewählt, dass Bodenbäume nicht mehr als ein Maximum enthalten. Die geringste Glättung (höchste Auflösung) wurde so gewählt, dass auch kleinere Bäume in dichten Gruppen gefunden werden. Das kann aber zur Folge haben, dass bei der groben Auflösung mehrere Einzelbäume zu einem erkannten Baum zusammengefasst werden und bei der feinen Auflösung in der Krone eines Baumes mehrere lokale Maxima bestimmt werden können.
7. Insgesamt sind damit drei unterschiedliche Ergebnisse bei den verschiedenen Auflösungen möglich (Abbildung 80). Erstens ist es möglich, dass innerhalb des Kronenpolygons bei der groben Auflösung auch nur ein Maximum bei der hohen Auflösung gefunden wird. Dieser Baum wird dann als korrekt klassifiziert gewertet. Zweitens ist es möglich, dass bei hoher Auflösung mehrere Maxima gefunden werden. Das kann zum einen darauf zurückzuführen sein, dass bei der gröberen Auflösung mehrere Bäume zusammengefasst werden oder dass eine lokale Variation innerhalb einer Baumkrone bei der feineren Auflösung mehrere Maxima zur Folge hat. Für diese Fälle muss entschieden werden, ob es sich um einen oder mehrere Bäume handelt. Um herauszufinden, welche Auflösung für die verschiedenen Teile des Bildes geeignet ist, wird eine parabolische Oberfläche in die obersten 30 % der Baumsegmente eingepasst. Das Zentrum dieser Oberfläche ( $X_0$ ,  $Y_0$ ) wird zunächst auf das Maximum in der gröberen Auflösung gesetzt (Gleichung 33).

$$Z = a(x-x_0)^2 + b(y-y_0)^2 + c \quad \text{Gleichung 33}$$

Die Parameter a, b und c werden so gewählt, dass der quadrierte Fehler minimiert wird (Gleichung 34).

$$\text{MinSigma} = \sum_{i=1}^n (z_i - z)^2 \quad \text{Gleichung 34}$$

Jedes zusätzliche Maximum in der höheren Auflösung wird auf die gleiche Art überprüft. Dabei wird mit dem Maximum, das am nächsten an  $X_0$ ,  $Y_0$  ist, begonnen. Erst wird die Oberfläche an das Segment angepasst, in dem sich das Maximum  $X_0$ ,  $Y_0$  befindet, und das Segment des zusätzlichen Wipfels wird bei der höheren Auflösung getestet. Anschließend wird die Oberfläche erneut angepasst mit dem Mittelpunkt an der gleichen Stelle, allerdings wird jetzt nur das Segment genutzt, das zu dem in der geringeren Auflösung ermittelten Maximum gehört. Wenn die Summe der Residuen dabei um 8 % zurückgeht, wird nur der Wipfel in der höheren Auflösung als Baum gewertet.

Diese Prozedur wird zuerst zwischen der geringsten und der mittleren Auflösung durchgeführt. Die daraus resultierenden Segmente werden dann mit der höchsten Auflösung verglichen.

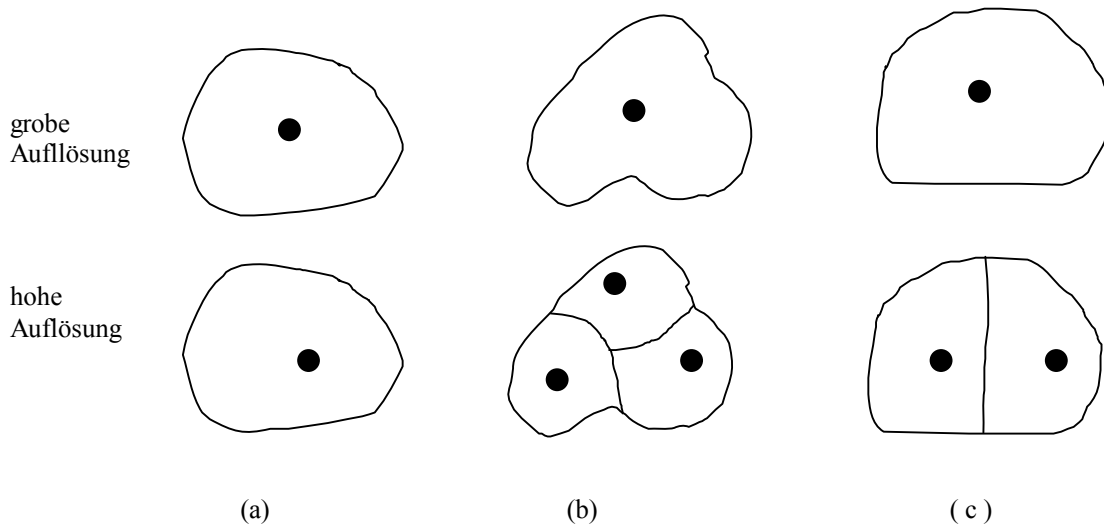


Abbildung 80: Mögliche Ergebnisse bei der Einzelbaumerkennung bei unterschiedlicher Auflösung. a) ein Baum, b) eine Gruppe von Bäumen wurde zu einem Baum zusammengefasst, c) Variation innerhalb eines Baumes.

8. Für die erkannten Bäume werden Höhe und Kronendurchmesser bestimmt. Dabei wird der größte Höhenwert innerhalb eines Segmentes ausgewählt. Der Kronendurchmesser wird mit der Annahme bestimmt, dass es sich bei dem delinierten Kronenpolygon um einen Kreis handelt, aus dessen Fläche sich der entsprechende Durchmesser bestimmen lässt (PERSSON 2001).

$$K_d = 2\sqrt{\frac{F}{\pi}}$$

Gleichung 35

F: Fläche des Kronenpolygons  
 K<sub>d</sub>: Kronendurchmesser

## 6.4.4.2 Ergebnisse

### 6.4.4.2.1 Anzahl und Holzvorrat der erkannten Bäume

Von 2584 im Gelände gemessenen Bäumen konnten insgesamt 1174 (45,4 %) erkannt werden. Insgesamt wurden 143 Bäume, das entspricht 5,5 % falsch erkannt. Von den 1346 am Boden gemessenen Laubbäumen wurden 542 (40,3 %) erkannt, 108 (8,0 %) wurden falsch erkannt. Bei den Nadelbäumen wurden von 1237 Bäumen 632 und damit ein wesentlich größerer Anteil erkannt (51,1 %). Die Anzahl falsch erkannter Bäume lag hier nur bei 34 (2,7 %). Während in den Tal- und Hanglagen 52,8 % der Nadelbäume erkannt wurden, waren es in den Hochlagen 46,8 %. Mit 0,8 % war der Anteil der falsch erkannten Bäume in den Hochlagen niedriger als in den Tal- und Hanglagen (3,5 %). Die Ergebnisse der Segmentierung sind in Abbildung 82 und 82 für einen Referenzbestand in den Hochlagen und einen Referenzbestand im Bergmischwald grafisch dargestellt.



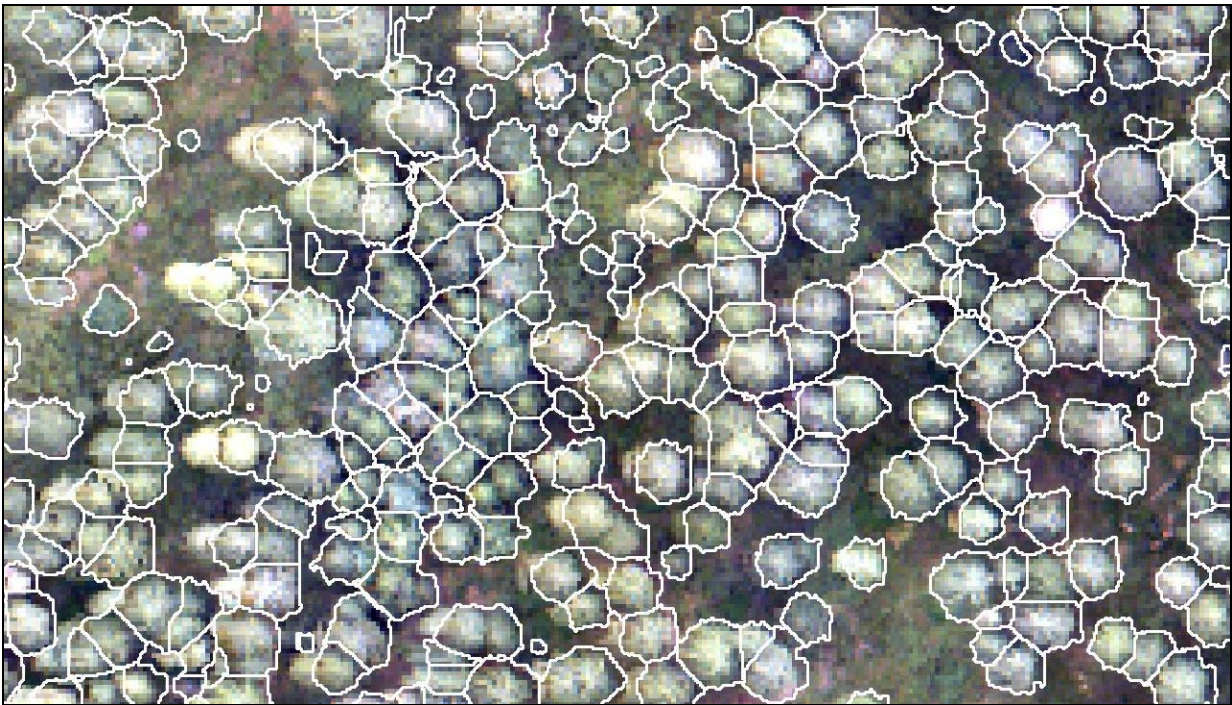


Abbildung 81: Ergebnisse der Segmentierung für den Hochlagenfichtenbestand auf der Referenzfläche 50 Hochwiesel. Die Ergebnisse der Einzelbaumerkennung (weiße Polygone) sind zusammen mit den Bildern des Toposyszeilenscanners dargestellt.

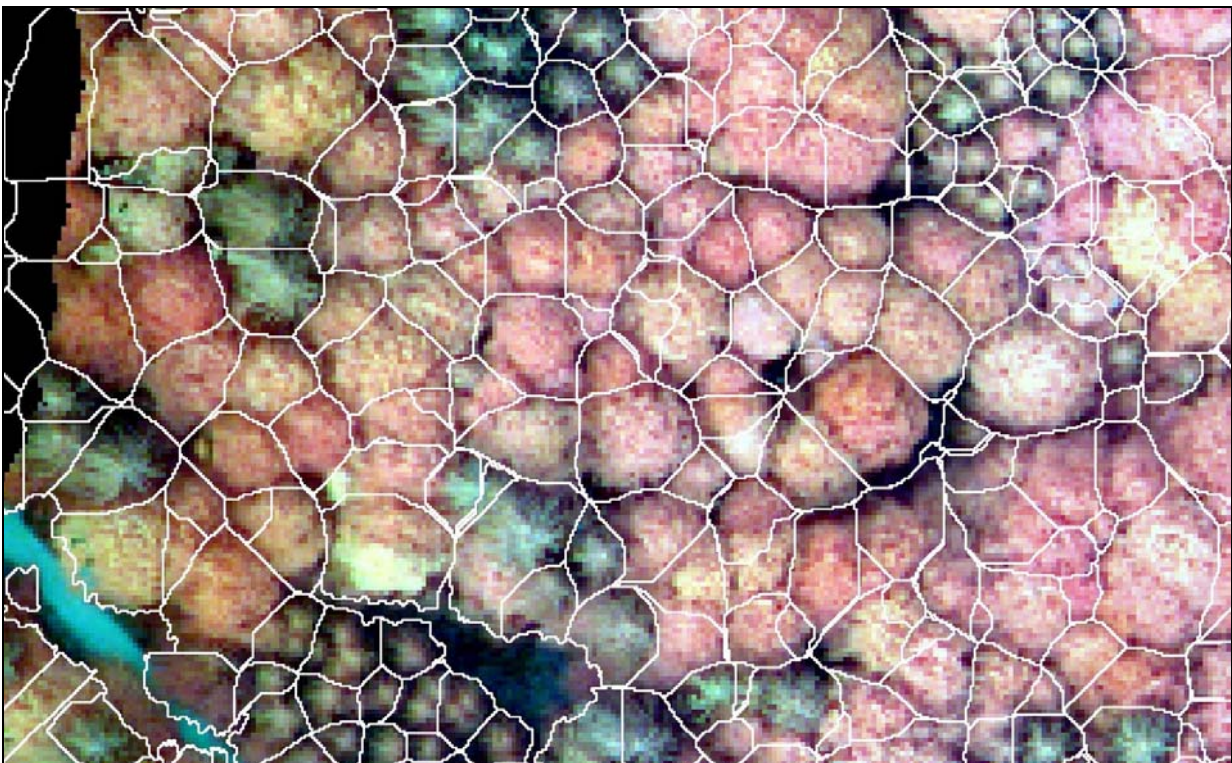


Abbildung 82: Ergebnisse der Segmentierung für die Referenzfläche 60 Feistenhäng in der Bergmischwaldstufe. Die Ergebnisse der Einzelbaumerkennung (weiße Polygone) sind zusammen mit den Bildern des Toposyszeilenscanners dargestellt.

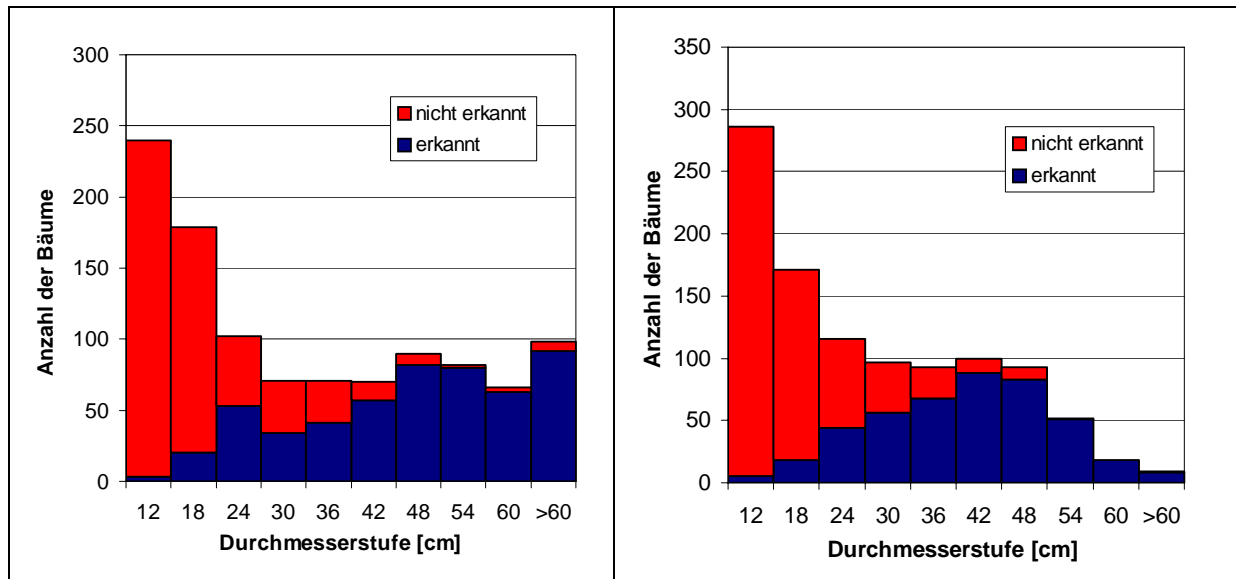


Abbildung 83: Verteilung der erkannten und nicht erkannten Bäume auf die Durchmesserstufen. Die linke Abbildung zeigt die Ergebnisse für die Nadelbäume, die rechte Abbildung zeigt die Ergebnisse für die Laubbäume. Es ist deutlich zu erkennen, dass aus den Laserscanningdaten vor allem die Bäume mit einem großen Brusthöhendurchmesser erkannt werden können.

Der Grund für diese relativ geringe Erkennungsrate ist darin zu suchen, dass mit der verwendeten Methode fast ausschließlich die Bäume an der Oberfläche erkannt werden können. So konnten in der Mittelschicht nur 20,6 % und in der Unterschicht sogar nur 2,3 % der Bäume erkannt werden. In der Oberschicht war die Erkennungsrate wesentlich besser. Hier wurden im Durchschnitt 76,8 % der Bäume identifiziert. Während bei den Nadelbäumen 86,2 % der Oberschichtbäume identifiziert werden konnten, waren es bei den Laubbäumen nur 67,7 %. Zwischen den Nadelbäumen in den Tal- und Hanglagen sowie denen in den Hochlagen gab es praktisch keinen Unterschied (86,5 bzw. 85,2 %). Abbildung 83 zeigt die Verteilung der erkannten und nicht erkannten Bäume auf die Durchmesserstufen. Es ist deutlich zu erkennen, dass vor allem die starken Bäume mit einem Durchmesser von über 36 cm erkannt werden können.

Tabelle 45 gibt einen Überblick über den Anteil der erkannten Bäume auf den Referenzflächen. Während in den alten Nadelbaumbeständen meist mehr als 90 % der Oberschichtbäume erkannt werden konnten, waren es in den gemischten Plenterbeständen nur zwischen 80 und 90 %. Die schlechtesten Ergebnisse wurden mit 60 bis 70 % in stammzahlreichen Beständen erzielt.

Da vor allem die großkronigen Bäume erkannt werden konnten, lag der Anteil des erkannten Vorrates noch höher. Über alle Bestände hinweg konnten 85,2 % des Holzvorrates erkannt werden. Nur in Beständen mit einer hohen Stammzahl (> 1600 Bäume je Hektar) und in Beständen mit einem hohen Anteil von Laubbäumen (> 95 %) wurden weniger als 80 % des Holzvorrates erkannt. Bei Nadelbäumen wurde 87,1 % und bei den Laubbäumen 82,2 % des Holzvorrates entdeckt. Bei den Nadelbäumen zeigte sich kein großer Unterschied zwischen Hoch- (85,8 %) bzw. Hang-, und Tallagen (87,2 %).

Flächen Nr.	50	51	52	53	21	22	54	55	56	57	58	59	60
Stammzahl [N/ha]	260	250	225	370	300	1950	1880	810	475	410	320	1610	320
Laubbaumanteil [%]	86	71	0	0	0	1	100	1	4	0	10	6	100
Bäume Oberschicht[%]	91.9	97.3	95.0	69.1	85.7	78.9	57.4	83.3	92.9	87.8	94.7	75.0	90.9
Holzvolumen [%]	90.3	94.9	87.8	55.3	88.1	71.9	63.4	84.6	85.2	86.4	88.0	60.7	83.5
Falsch erkannt [%]	5.7	10.4	4.3	0.0	2.7	0.0	0.9	0.0	2.4	6.5	0.0	0.5	6.7

Flächen Nr.	61	62	63	64	65	91	92	93	94	95	96	97	98
Stammzahl [N/ha]	280	390	792	258	758	258	180	236	253	244	310	270	230
Laubbaumanteil [%]	74	0	41	100	96	65	100	61	99	4	49	83	100
Bäume Oberschicht[%]	95.8	82.8	90.6	90.9	83.3	94.3	92.6	96.4	98.1	100.0	96.0	97.4	88.0
Holzvolumen [%]	90.4	81.7	84.5	89.2	76.7	91.5	95.2	96.4	96.8	99.1	92.2	96.8	92.1
Falsch erkannt [%]	8.9	0.0	0.0	8.2	5.2	15.8	2.6	22.7	29.7	7.0	8.2	17.9	41.7

Tabelle 45: Ergebnisse der Baumerkennung für die einzelnen Referenzflächen. Bäume Oberschicht: Anteil der erkannten Bäume in der Oberschicht. Holzvolumen: Anteil des gemessenen Holzvolumens der erkannten Bäume am gesamten Holzvolumen. Falsch erkannt: Anteil der falsch erkannten Bäume an der Gesamtstammzahl.

#### 6.4.4.2 Einflussgrößen auf das Erkennen von Bäumen

Insgesamt wurden 2540 Bäume in die Analyse einbezogen. Davon wurden 1073 als erkannt und 1467 als nicht erkannt gewertet. In die logistische Regression wurden die folgenden unabhängigen Variablen einbezogen:

$$Z = b_0 + b_1 \cdot E_{BHD} + b_2 \cdot E_H + b_3 \cdot E_{An} + b_4 \cdot E_{Aos} + b_5 \cdot E_{Ba} + b_6 \cdot B_N + b_7 \cdot B_{Oh} + b_8 \cdot B_G + b_9 \cdot B_V + b_{10} \cdot B_{Bo} + b_{11} \cdot B_{Sh} \quad \text{Gleichung 36}$$

#### Gemessene Einzelbaumparameter:

$E_{BHD}$	Brusthöhendurchmesser
$E_H$	Höhe
$E_{An}$	Abstand zum nächsten Baum
$E_{Aos}$	Abstand zum nächsten Baum in der Oberschicht

Zusätzlich wurde der kategorialen Parameter Baumartengruppe verwendet und wie folgt kodiert:

$E_{Ba}$	Baumartengruppe (Laubbäume (0), Nadelbäume (1))
----------	---

#### Gemessene Bestandesparameter:

Die hier verwendeten Parameter wurden jeweils für eine Referenzfläche hergeleitet und allen Bäumen der Referenzfläche zugeordnet.

$B_N$	Anzahl von Bäumen je Hektar
$B_{Oh}$	Oberhöhe
$B_G$	Grundfläche je Hektar
$B_V$	Holzvolumen je Hektar
$B_{Bo}$	Bestockungsgrad
$B_{Sh}$	Standardabweichung der Baumhöhen in der Oberschicht



Variable	Regressionskoeffizient B	Exp(B)	Wald	Signifikanz
$E_{BHD}$	-0.064	0.938	32.755	<b>0.000</b>
$E_H$	-0.241	0.786	114.759	<b>0.000</b>
$E_{An}$	-0.225	0.798	11.050	<b>0.001</b>
$E_{Aos}$	-0.303	0.739	77.795	<b>0.000</b>
$E_{Ba}$	0.257	1.294	0.870	0.351
$B_N$	-0.002	0.998	43.337	<b>0.000</b>
$B_{Oh}$	-0.037	0.964	0.600	0.439
$B_G$	-0.018	0.982	0.302	0.583
$B_V$	0.004	1.004	2.427	0.119
$B_{Bo}$	1.012	2.750	4.529	<b>0.033</b>
$B_{Sh}$	0.339	1.403	23.948	<b>0.000</b>
<b>Konstante</b>	8.914	7432.098	34.129	<b>0.000</b>

Tabelle 46: Die Tabelle enthält die geschätzten Parameter für die Regressionsgleichung. Die B-Werte zeigen Richtung und Intensität des Zusammenhangs. Exp (B) Effektenkoeffizient (=odd ratios, = $e^B$ ), Wald (s. Gleichung 37).

Bis auf die Regressionskoeffizienten für die Baumart, die Oberhöhe, die Grundfläche und das Holzvolumen sind alle auf dem 95%-igen Niveau signifikant. Dabei gibt das Vorzeichen des Regressionskoeffizienten die Richtung des Zusammenhangs an. So bedeutet ein negatives Vorzeichen, dass eine Zugehörigkeit zur ersten der beiden Gruppen, in diesem Fall der erkannten Bäume, wahrscheinlicher wird. Allerdings gibt B keine Information über die sog. Wirkungsstärke. Hierzu können die Effektkoeffizienten herangezogen werden, sie sind die Exponentialform des zugehörigen B-Wertes. Sie geben für jede Variable das Chancenverhältnis als Quotient des Eintretens eines Ereignisses zu seiner Gegenwahrscheinlichkeit an. Die sog. WALD-Statistik ist ein Maß für die Wirkungsstärke einer Variablen. Je größer der Wert, desto größer ist der Einfluss der Variablen. Sie berechnet sich wie folgt:

$$Wald = \left( \frac{B}{SE} \right)^2 \quad \text{Gleichung 37}$$

B: Regressionskoeffizienten  
SE: Standardfehler

Daraus ergibt sich, dass die Baumhöhe und der Abstand zum nächsten Oberschichtbaum die wichtigsten Einflussgrößen auf die Erkennungsrate sind. Der Abstand zum nächsten Oberschichtbaum steht in engem Zusammenhang mit der Anzahl der Bäume je Hektar. Weniger bedeutend ist die Entfernung zum benachbarten Baum, wenn dieser nicht der Oberschicht angehören muss. Von großer Bedeutung ist wiederum der Brusthöhendurchmesser, der mit der Baumhöhe korreliert ist. Auch die Variabilität der Baumhöhen in der Oberschicht hat eine größere Bedeutung. Hingegen spielt der Bestockungsgrad, die Grundfläche und der Holzvorrat des Bestandes nur eine untergeordnete Rolle.

### Modellgüte

Eine Möglichkeit zur Beurteilung der Modellgüte ist die Klassifikationstabelle. Hier werden für jede Gruppe der abhängigen Variablen die beobachteten und geschätzten Gruppenzugehörigkeiten dargestellt.

Beobachtet	Vorhergesagt		
	erkannt	nicht erkannt	[%]
erkannt	921	152	85.8
nicht erkannt	169	1298	88.5
Gesamt			87.4

Tabelle 47: Klassifizierungstabelle für die beobachteten und mit der logistischen Regression bestimmten Gruppenzugehörigkeit.

Insgesamt konnten 87,4 % der Bäume den beiden Gruppen richtig zugeordnet werden. Die Ergebnisse für die erkannten und nicht erkannten Bäume unterscheiden sich nur geringfügig. Ähnlich wie in der linearen Regression gibt es auch in der logistischen Regression ein Gütemaß, welches den Anteil der Varianz der abhängigen Variable angibt, der durch das Modell erklärt wird. Es wird als Pseudo-R-Quadrat bezeichnet, weil dieser Wert den Effekt der Maximierung der Likelihood-Funktion nutzt. Die Pseudo-R-Quadrate von NAGELKERKES liefern einen mit dem Bestimmtheitsmaß vergleichbaren Wert zwischen 0 und 1. Der Wert beträgt für das vorliegende Modell 0,705. Damit kann das Modell 70,5 % der Varianz der abhängigen Variable erklären. Ein weiterer Indikator zur Beurteilung der Güte des logistischen Regressionsmodells liefert der Chi-Quadrat-Anpassungstest, der die Signifikanz des gesamten Erklärungsmodells prüft (HOSMER-LEMESHOW-Test). Die Signifikanzwerte des gewählten Modells weisen in hohem Maße auf einen signifikanten Zusammenhang hin (<0,000).

### 6.4.4.2.3 Bestimmung der Baumhöhen

In die Analyse der Genauigkeit der Höhenbestimmung gingen 967 Bäume ein, deren Höhe im Jahr 2002 bestimmt wurden. Davon waren 441 Laub- und 525 Nadelbäume. Die Bäume auf den Referenzflächen, die 1999 gemessen wurden, gingen nicht in die Analyse ein. Die durchschnittliche Differenz zwischen den am Boden gemessenen Bäumen und den „Laserbäumen“ lag bei -0,54 m. Für Laubbäume war sie mit -0,43 m etwas geringer als für Nadelbäume mit -0,63 m. Dabei war die Differenz in den Tal- und Hanglagen mit -0,85 m viel größer als in den Hochlagen (-0,17 m).

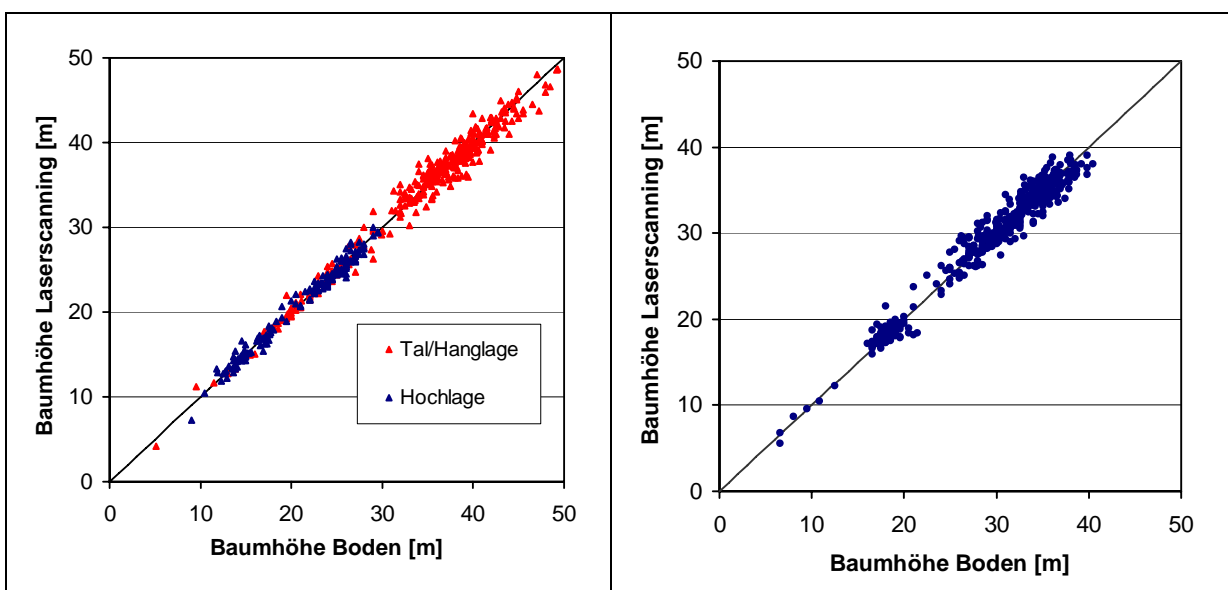


Abbildung 84: Vergleich der mittels Laserscanning bestimmten Baumhöhen mit den im Gelände gemessenen Baumhöhen. Im linken Diagramm sind die Ergebnisse für die Nadelbäume und im rechten Diagramm die Ergebnisse für die Laubbäume dargestellt. Die Gerade stellt die 1:1 Beziehung dar.



Die Standardabweichungen der Höhendifferenzen zwischen den aus den Laserscanningdaten und Bodenerhebungen gemessenen Baumhöhen lag bei 1,44 m. Zwischen Laub- (1,42) und Nadelbäumen (1,47) traten nur geringfügige Unterschiede auf. Insgesamt war die Standardabweichungen bei den Nadelbäumen in den Hochlagen (0,93) geringer als in den Hang- und Tallagen (1,61).

Um die Unterschätzung der Baumhöhen auszugleichen, wurden die folgenden Geraden so angepasst, dass die Summe der Abweichungsquadrate aller Y-Werte minimal ist:

	n	ln	b <sub>0</sub>	b <sub>1</sub>	b <sub>2</sub>	b <sub>3</sub>	b <sub>4</sub>	R <sup>2</sup>	RMSE [m]	VK <sub>RMS</sub> [%]
<b>Laubbäume</b>	431	nein	-2.140	1.135	0.170	-0.002	-0.007	0.97	1.26	4.3
<b>Nadelbäume (Hochlage)</b>	160	nein	-0.667	1.060	0.139	-0.002	-0.012	0.98	0.69	3.3
<b>Nadelbäume (Tal- und Hanglage)</b>	343	nein	0.465	1.015	-0.193	0.001	0.004	0.98	1.17	3.4

Tabelle 48: Regressionsmodell zur Höhenbestimmung aus Laserscanningdaten. n: Anzahl der für das Modell verwendeten Bäume, ln: wurde die abhängige Variable logarithmiert ?, b<sub>0</sub>-b<sub>4</sub>: Koeffizienten der Gleichung 26.

Für alle Modelle konnte eine sehr gute Anpassung erreicht werden. Auch wenn sich die RMSE-Werte unterschieden, lagen die Werte des VK<sub>RMS</sub> doch sehr einheitlich zwischen 3,3 und 4,3 %.

Betrachtet man die Einzelflächen, so sind die Abweichungen teilweise größer. Besonders die Plenterbestände mit starken Höhenvariationen im Kronenraum (21, 22, 55 und 56) zeigen hier einen größeren Fehler.

Flächen Nr.	21	22	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60
Stammzahl [N/ha]	260	250	225	370	300	1950	1880	810	475	410	320	1610	320
Laubbaumanteil [%]	86	71	0	0	0	1	100	1	4	0	10	6	100
RMSE [m]	1.6	2.6	0.9	0.8	1.1	1.1	0.8	2.2	3.3	1.5	2.1	0.8	2.1
VK <sub>RMS</sub> [%]	5.2	8.0	3.8	3.4	4.6	7.6	4.6	7.5	8.1	3.8	5.6	3.5	6.6

Flächen Nr.	61	62	63	64	65	91	92	93	94	95	96	97	98
Stammzahl [N/ha]	280	390	792	258	758	258	180	236	253	244	310	270	230
Laubbaumanteil [%]	74	0	41	100	96	65	100	61	99	4	49	83	100
RMSE [m]	1.8	1.2	1.3	1.3	1.8	1.3	1.6	0.9	1.2	0.7	1.2	1.0	1.3
VK <sub>RMS</sub> [%]	5.3	3.4	4.2	5.0	6.1	3.5	4.5	2.5	3.4	1.8	3.4	3.2	3.6

Tabelle 49: Ergebnisse des Vergleichs der Baumhöhenbestimmung aus Laserscannerdaten mit den Referenzmessungen am Boden für die einzelnen Referenzflächen. Stammzahl je Hektar und Laubbaumanteil beziehen sich auf die am Boden gemessenen Werte.

#### 6.4.4.2.4 Bestimmung des Kronendurchmessers

Die Analyse der Kronendurchmesserbestimmung konnte an 657 Bäumen durchgeführt werden. Davon waren 360 Laub- und 297 Nadelbäume (101 Hochlage, 196 Hang- und Tallage). Die durchschnittliche Differenz zwischen den am Boden abgeloteten und den aus mit Hilfe von Laserscanning abgeleiteten Kronenradien beträgt -0,25 m. Während die Kronenradien der Laubbäume unterschätzt wurden (-0,62 m), wurden diejenigen der Nadelbäume überschätzt (0,21 m). Dabei war die Überschätzung in den Hochlagen mit 0,36 m weitaus größer als in den Hang- und Tallagen (0,12 m).

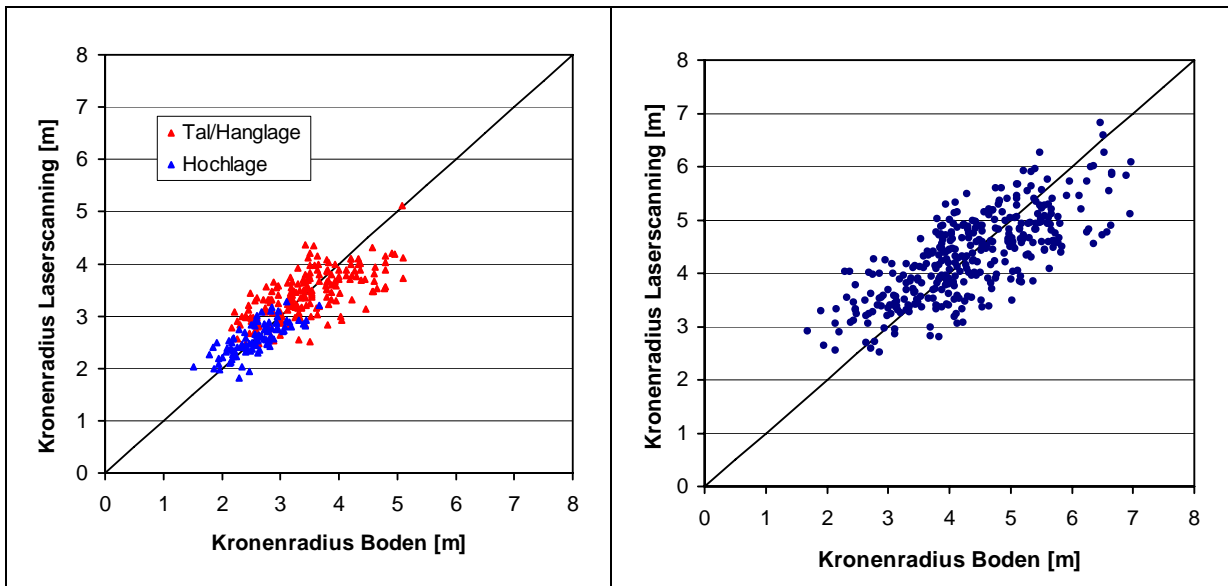


Abbildung 85: Vergleich der aus den Laserscanningdaten bestimmten Kronenradien mit den im Gelände gemessenen Kronenradien. Im linken Diagramm sind die Ergebnisse für die Nadelbäume und im rechten Diagramm die Ergebnisse für die Laubbäume dargestellt. Die Gerade stellt die 1:1 Beziehung dar.

Die Standardabweichung beträgt 1,02 m für alle Bäume. Hier liegen die Werte für die Nadelbäume mit nur 0,71 m weit besser als für die Laubbäume, bei denen die Standardabweichung 1,09 m beträgt. Mit einer Standardabweichung von 0,46 m streuen die Differenzen in den Hochlagen weit weniger als in den Tal- und Hanglagen (0,80 m).

Um die Unterschätzung der Laubbaum- und die Überschätzung der Nadelbaumkronenradien auszugleichen, wurde die folgenden Geraden so angepasst, dass die Summe der Abweichungsquadrate aller Y-Werte minimal ist:

	n	ln	b <sub>0</sub>	b <sub>1</sub>	b <sub>2</sub>	b <sub>3</sub>	b <sub>4</sub>	R <sup>2</sup>	RMSE [m]	VK <sub>RMS</sub> [%]
<b>Laubbäume</b>	350	nein	3.782	-0.178	0.066	0.005	0.007	0.56	0.70	16.2
<b>Nadelbäume (Hochlage)</b>	100	nein	0.648	0.044	0.321	-0.001	-0.005	0.55	0.26	10.3
<b>Nadelbäume (Tal- und Hanglage)</b>	343	nein	0.315	-0.003	0.143	0.000	-0.006	0.45	0.50	14.5

Tabelle 50: Regressionsmodell zur Bestimmung des Kronenradius aus Laserscanningdaten. n: Anzahl der für das Modell verwendeten Bäume, ln: wurde die abhängige Variable logarithmiert ?, b<sub>0</sub>-b<sub>4</sub>: Koeffizienten der Gleichung 27.

Das Bestimmtheitsmaß für die Kronenradien ist vergleichsweise gering. Für die Laubbäume liegt der Wert nur bei 0,56. Bei den Nadelbäumen werden noch schlechtere Anpassungen erreicht. Hier betragen die Werte für Hoch- bzw. Hang- und Tallagen nur 0,55 und 0,45. Für den Variationskoeffizienten des RMS gilt eine ähnliche Tendenz: Allerdings erreichen die Laubbäume hier mit 16,6 % den schlechtesten Wert. Mit 10,3 % zeigen sich die geringsten Abweichungen bei den Nadelbäumen in den Hochlagen. In den Hang- und Tallagen beträgt der VK<sub>RMS</sub> 14,5 %. Auffällig ist auch die Unterschätzung für die Nadelbaumkronen mit einem gemessenen Radius von über 4,5 m. Auch bei den Laubbaumkronenradien konnte das

Flächen Nr.	21	22	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60
Stammzahl [N/ha]	260	250	225	370	300	1950	1880	810	475	410	320	1610	320
Laubbaumanteil [%]	86	71	0	0	0	1	100	1	4	0	10	6	100
RMSE [m]	1.2	0.8	0.9	0.9	0.9					0.6			0.7
VK <sub>RMS</sub> [%]	26.1	19.5	35.9	34.4	36.5					21.8			16.7

Flächen Nr.	61	62	63	64	65	91	92	93	94	95	96	97	98
Stammzahl [N/ha]	280	390	792	258	758	258	180	236	253	244	310	270	230
Laubbaumanteil [%]	74	0	41	100	96	65	100	61	99	4	49	83	100
RMSE [m]	0.7		0.3	0.7	0.7	0.6	1.2	0.6	0.7	0.5	0.6	0.5	1.0
VK <sub>RMS</sub> [%]	15.9		10.8	22.2	18.7	15.1	23.0	14.8	15.2	14.7	13.8	13.6	18.6

Tabelle 51: Ergebnisse des Vergleichs der Kronenradienbestimmung aus Laserscannerdaten mit den Referenzmessungen am Boden für die einzelnen Referenzflächen. Stammzahl je Hektar, und Laubbaumanteil beziehen sich auf die am Boden gemessenen Werte.

Kriterium der Homoskedastizität nicht voll erfüllt werden, da die Kronenradien kleiner Bäume über- und die großer Bäume unterschätzt werden (Abbildung 85).

Betrachtet man die Ergebnisse der Einzelflächen, so lässt sich kein klares Muster herausarbeiten. Auch hier sind die RMS-Fehler größer als für die drei Gruppen. Auffällig sind die relativ schlechten Ergebnisse bei den Hochlagenflächen.

#### 6.4.4.2.5 Bestimmung des Brusthöhendurchmessers

In die Auswertungen für den Brusthöhendurchmesser wurden 964 Bäume einbezogen. Die Anzahl der Laubbäume betrug 440, die der Nadelbäume 524 (Hochlage 167; Tal-/Hanglage 357). Die Bäume auf den Referenzflächen, bei denen die Durchmesserbestimmung 1999 durchgeführt wurden, wurden nicht berücksichtigt.

	n	ln	b <sub>0</sub>	b <sub>1</sub>	b <sub>2</sub>	b <sub>3</sub>	b <sub>4</sub>	R <sup>2</sup>	RMSE [cm]	VK <sub>RMS</sub> [%]
Laubbäume	428	ja	1.467	0.090	0.081	-0.001	-0.002	0.79	5.7	15.2
Nadelbäume (Hochlage)	162	nein	8.215	-0.348	0.854	0.064	0.095	0.89	4.62	12.5
Nadelbäume (Tal- u. Hanglage)	346	ja	1.514	0.089	0.025	-0.001	0.002	0.92	5.90	11.9

Tabelle 52: Regressionsmodell zur Bestimmung des Brusthöhendurchmessers aus Laserscanningdaten. n: Anzahl der für das Modell verwendeten Bäume, ln: wurde die abhängige Variable logarithmiert?, b<sub>0</sub>-b<sub>4</sub>: Koeffizienten der Gleichung 28.

Bei den Nadelbäumen konnten hohe Bestimmtheitsmaße von 0,89 in der Hochlage und 0,92 in den tieferen Lagen erreicht werden. Der entsprechende Wert bei den Laubbäumen beträgt 0,79. Deshalb weisen die Nadelbäume auch geringere RMSE-Werte auf: der Wert für die Hochlage liegt bei 4,62 cm (12,5 %) und der für Tal- und Hanglagen bei 5,9 cm (11,9 %). Für Laubbäume beträgt der RMSE 5,7 cm (15,2 %). Während die Streuung der Residuen bei den Nadelbäumen gleichmäßig über den Wertebereich verteilt ist, lässt sich bei den Laubbäumen ab etwa 55 cm BHD eine Tendenz erkennen. Dies wird besonders deutlich aus der Häufigkeitsverteilung nach Durchmesserstufen (Abbildung 87). Während die Verteilung der am Boden gemessenen und der aus Laserscanningdaten bestimmten Brusthöhendurchmesser bei den Nadelbäumen sehr gut übereinstimmen, zeigt sich bei den Laubbäumen eine Unterausstattung der Durchmesserklassen über 54 cm und eine Überausstattung der Durchmesser im Bereich zwischen 42 und 48 cm.

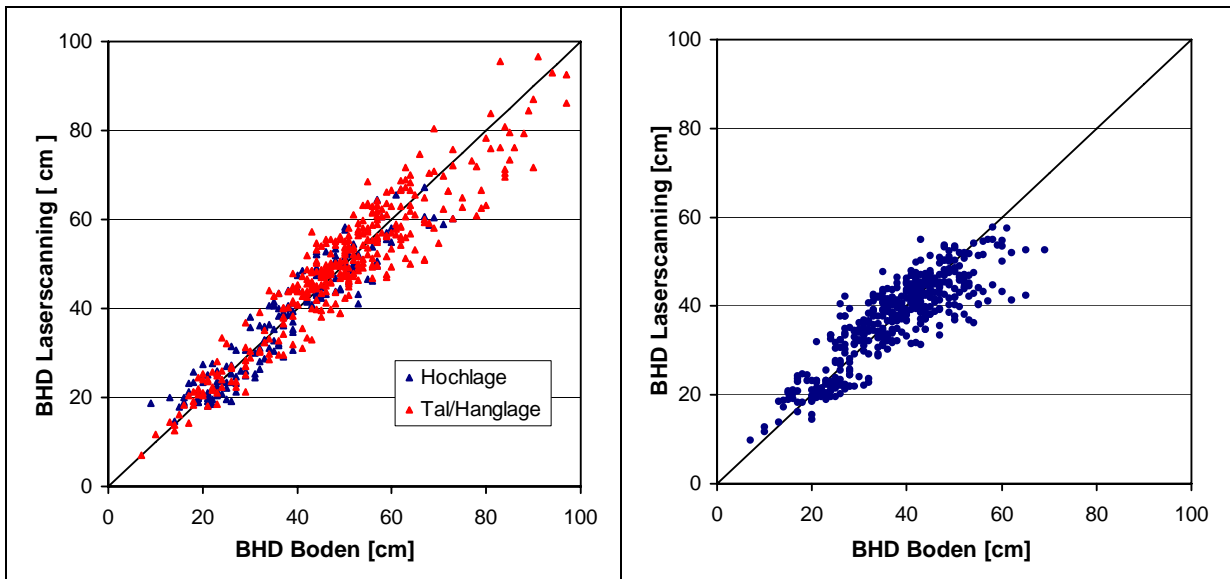


Abbildung 86: Vergleich der aus Laserscanningdaten bestimmten mit dem im Gelände gemessenen Brusthöhendurchmessern. Im linken Diagramm sind die Ergebnisse für die Nadelbäume und im rechten Diagramm die Ergebnisse für die Laubbäume dargestellt. Die Gerade stellt die 1:1 Beziehung dar.

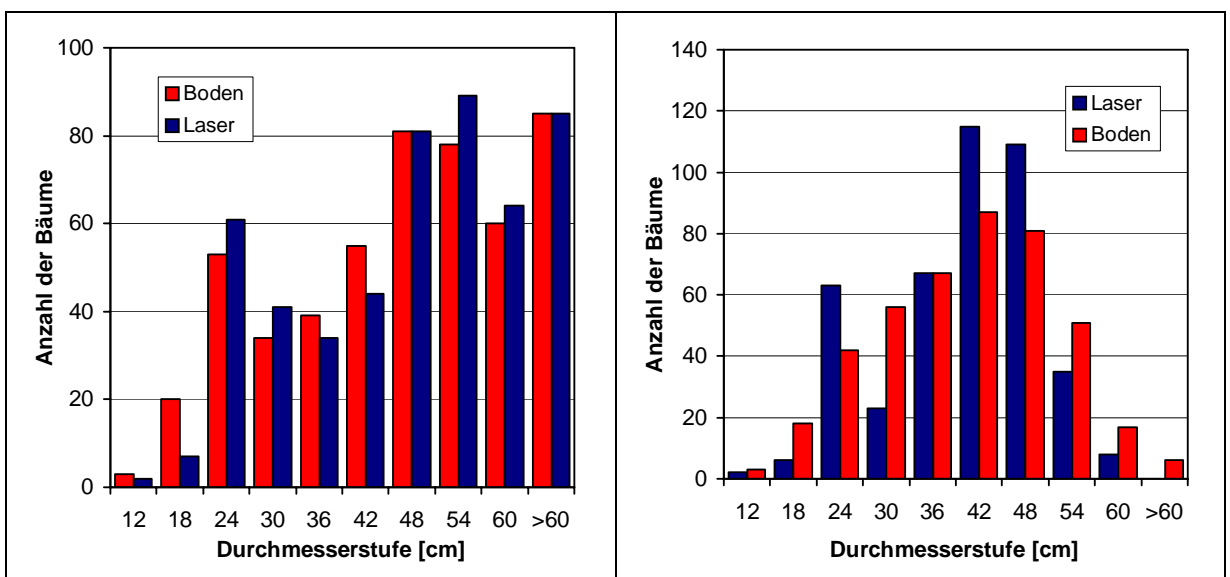


Abbildung 87: Vergleich der Durchmesserverteilung von am Boden gemessenen Bäumen mit den aus Laserscanningdaten bestimmten Brusthöhendurchmessern. In der linken Abbildung sind die Nadelbäume, in der rechten die Laubbäume dargestellt.

Betrachtet man die Einzelflächen, so schwanken die  $VK_{RMS}$ -Werte meist um 15 %. Schlechtere Ergebnisse werden vor allem bei den Plenterbeständen (21, 22, 55) und stammzahlreichen Laubbaumbeständen beobachtet (54, 91).

Flächen Nr.	21	22	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60
Stammzahl [N/ha]	260	250	225	370	300	1950	1880	810	475	410	320	1610	320
Laubbaumanteil [%]	86	71	0	0	0	1	100	1	4	0	10	6	100
RMSE [cm]	12.2	10.8	5.1	3.8	6.8	6.8	5.4	11.2	5.1	5.7	8.6	4.6	6.9
VK <sub>RMS</sub> [%]	22.0	19.9	11.0	16.4	14.1	15.8	23.9	21.7	8.3	11.9	16.2	17.1	15.6

Flächen Nr.	61	62	63	64	65	91	92	93	94	95	96	97	98
Stammzahl [N/ha]	280	390	792	258	758	258	180	236	253	244	310	270	230
Laubbaumanteil [%]	74	0	41	100	96	65	100	61	99	4	49	83	100
RMSE [cm]	10.7	7.8	6.3	4.4	7.8	5.2	8.7	5.2	5.1	5.0	4.6	5.0	7.3
VK <sub>RMS</sub> [%]	20.1	14.8	14.0	13.3	19.3	11.1	18.7	11.5	12.7	10.0	9.1	11.8	15.2

Tabelle 53: Ergebnisse des Vergleichs der Kronenradienbestimmung aus Laserscanningdaten mit den Referenzmessungen am Boden für die einzelnen Referenzflächen. Stammzahl je Hektar, und Laubbaumanteil beziehen sich auf die am Boden gemessenen Werte.

### 6.4.4.2.6 Bestimmung des Holzvolumens

#### 6.4.4.2.6.1 Methode I: Direkte Bestimmung des Holzvolumens

Der Holzvorrat konnte für 966 Bäume bestimmt werden. Darunter waren 441 Laub- und 525 Nadelbäume (Hochlage 167, Tal-/Hanglage 358). Die Bäume auf den Referenzflächen, bei denen die Durchmesser- und Höhenmessung 1999 durchgeführt wurden, wurden nicht berücksichtigt. Die Koeffizienten des Regressionsmodells sind in Tabelle 54 dargestellt.

	n	ln	b <sub>0</sub>	b <sub>1</sub>	b <sub>2</sub>	b <sub>3</sub>	b <sub>4</sub>	R <sup>2</sup>	RMSE [m <sup>3</sup> ]	VK <sub>RMS</sub> [%]
<b>Laubbäume</b>	426	ja	-6.116	0.296	0.192	-0.004	-0.005	0.87	0.73	35.1
<b>Nadelbäume (Hochlage)</b>	160	nein	-6.142	0.333	0.271	-0.004	-0.014	0.93	0.39	28.2
<b>Nadelbäume (Tal- und Hanglage)</b>	349	ja	-5.389	0.251	0.066	-0.002	0.003	0.95	1.02	27.1

Tabelle 54: Regressionsmodell zur Bestimmung des Einzelbaumvolumens aus Laserscanningdaten. n: Anzahl der für das Modell verwendeten Bäume, ln: wurde die abhängige Variable logarithmiert ?, b<sub>0</sub>-b<sub>4</sub>: Koeffizienten der Gleichung 29.

Auch beim Holzvolumen konnte bei den Nadelbäumen die beste Modellgüte erreicht werden. Zwischen Hochlage und Tal-/Hanglage konnte nur ein geringer Unterschied festgestellt werden. Bei den Laubbäumen ist das Bestimmtheitsmaß mit 0,87 etwas geringer. Auch beim Variationskoeffizienten des RMSE liegen die Nadelbäume mit einem Fehler von etwa 27 % besser als die Laubbäume, wo der Fehler fast 35 % erreicht. Dieses Ergebnis spiegelt sich auch bei den Einzelflächen (Tabelle 55) wieder. Dort ist der VK<sub>RMS</sub> bei Flächen mit einem hohen Laubbaumanteil ebenfalls sehr hoch. Aber auch die Plenterbestände und die stammzahlreichen Jungbestände fallen durch einen Fehler von über 30 % auf.

Mit der vorgestellten Methode konnten 95,3 % des gemessenen Holzvorrates in den Referenzbeständen bestimmt werden. Schließt man die falsch erkannten Bäume aus, reduziert sich der erkannte Anteil des Holzvorrates auf 85,4 %. Bei den Nadelbäumen konnten 93,1 % des Holzvolumens bestimmt werden. Der Wert reduziert sich auf 87,2 %, wenn die falsch erkannten Bäume ausgeschlossen werden. In der Hochlage konnten 86,3 % des Holzvolumens geschätzt werden; aufgrund der wenigen falsch erkannten Bäume reduziert sich der Wert nur geringfügig auf 84,6 %. In den Hang- und Tallagen wurden 94,3 % erkannt; nach Ausschluss der falsch erkannten Bäume reduziert sich der Wert auf 87,6 %. Bei den Laubbäumen konnten

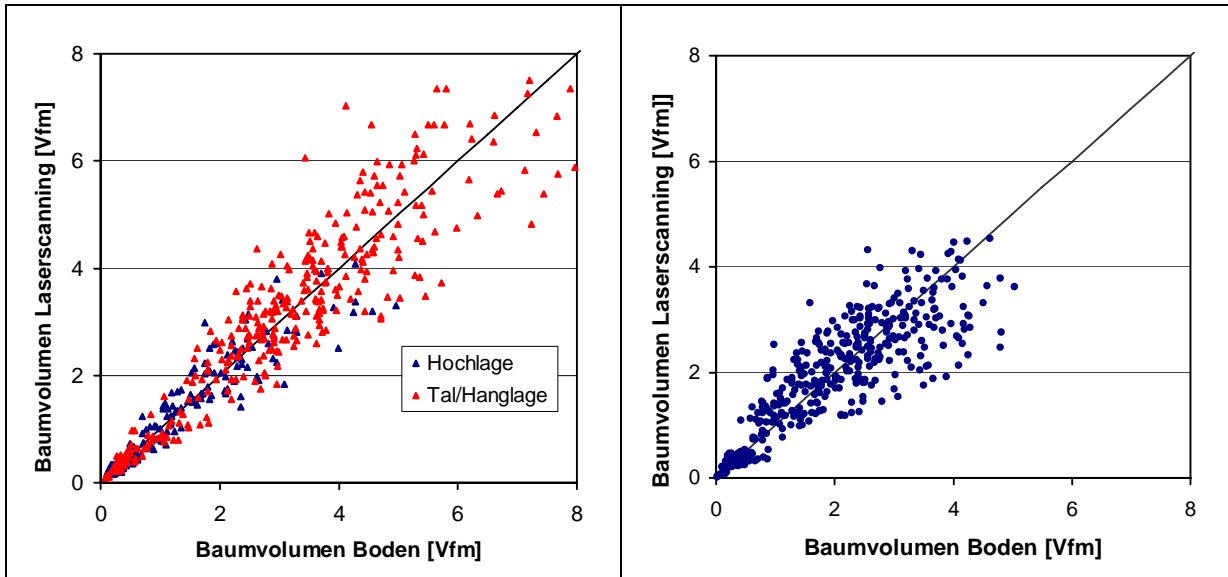


Abbildung 88: Vergleich des mittels Laserscanning mit dem im Gelände bestimmten Holzvolumen. Im linken Diagramm sind die Ergebnisse für die Nadelbäume und im rechten Diagramm die Ergebnisse für die Laubbäume dargestellt (Bäume über 5 Vfm (n=18) wurden nicht berücksichtigt). Die Gerade stellt die 1:1 Beziehung dar.

99,2 % des Holzvorrates erkannt werden. Aufgrund der hohen Anzahl falsch erkannter Bäume reduziert sich dieser Wert auf 82,2 %, wenn diese Bäume ausgeschlossen werden.

In den meisten Referenzflächen werden 80 bis 100 % des aus Bodenmessungen bestimmten Holzvolumens aus den Laserdaten geschätzt. Wesentlich geringer ist der Anteil bei den stammzahlreichen Beständen. Er beträgt hier nur zwischen 50 und 60 %. Aus der Reihe fallen auch die Ergebnisse für einen Teil der 90iger Referenzflächen. Aufgrund der hier sehr hohen Anzahl falsch erkannter Bäume wurden bis zu 134 % des am Boden bestimmten Holzvolumens geschätzt. Besonders auffällig ist der hohe Anteil falsch erkannter Bäume in alten stammzahlarmen Beständen mit einem hohen Anteil von Laubbäumen.

<b>Flächen Nr.</b>	<b>21</b>	<b>22</b>	<b>50</b>	<b>51</b>	<b>52</b>	<b>53</b>	<b>54</b>	<b>55</b>	<b>56</b>	<b>57</b>	<b>58</b>	<b>59</b>	<b>60</b>
Stammzahl [N/ha]	260	250	225	370	300	1950	1880	810	475	410	320	1610	320
Laubbaumanteil [%]	86	71	0	0	0	1	100	1	4	0	10	6	100
Geschätztes Holzvolumen [%]	86.6	82.7	86.7	96.1	92.6	56.9	52.8	59.4	85.7	101.4	79.5	57.1	78.1
Falsch erkannt [%]	10.2	15.0	4.3	0.0	0.3	0.0	0.8	0.0	0.0	5.8	0.0	1.2	8.7
RMSE [Vfm]	1.61	1.72	0.59	0.41	0.48	0.11	0.23	1.78	1.07	0.75	1.55	0.27	0.94
RMSE [%]	35.8	38.2	27.5	23.9	23.7	33.5	58.4	43.2	17.5	22.9	36.8	38.7	34.6
<b>Flächen Nr.</b>	<b>61</b>	<b>62</b>	<b>63</b>	<b>64</b>	<b>65</b>	<b>91</b>	<b>92</b>	<b>93</b>	<b>94</b>	<b>95</b>	<b>96</b>	<b>97</b>	<b>98</b>
Stammzahl [N/ha]	280	390	792	258	758	258	180	236	253	244	310	270	230
Laubbaumanteil [%]	74	0	41	100	96	65	100	61	99	4	49	83	100
Geschätztes Holzvolumen [%]	73.4	82.4	82.3	91.9	81.0	117.5	79.5	121.1	129.4	115.7	99.0	104.0	133.7
Falsch erkannt [%]	7.1	0.0	0.8	3.0	0.0	18.0	1.8	19.2	26.9	5.3	8.1	13.2	49.2
RMSE [Vfm]	1.5	1.0	0.6	0.4	0.8	0.7	1.5	0.6	0.7	0.7	0.7	0.5	1.2
RMSE [%]	37.9	27.6	24.3	29.8	38.5	23.0	41.9	21.4	27.5	18.9	18.1	21.9	33.7

Tabelle 55: Ergebnisse des Vergleichs der Kronenradienbestimmung aus Laserscannerdaten mit den Referenzmessungen am Boden für die einzelnen Referenzflächen. Stammzahl je Hektar und Laubbaumanteil beziehen sich auf die am Boden gemessenen Werte. Geschätztes Holzvolumen: Anteil des geschätzten Holzvolumens am Referenzwert. Falsch erkannt: Anteil des Holzvolumens falsch erkannter Bäume am Referenzwert.

#### 6.4.4.2.6.2 Methode II: Bestimmung des Holzvolumens über Volumenfunktionen

Der Holzvorrat konnte für 964 Bäume bestimmt werden. Darunter waren 439 Laub- und 525 Nadelbäume (Hochlage 167, Tal-/Hanglage 358). Die Bäume auf den Referenzflächen, bei denen die Durchmesser- und Höhenmessung 1999 durchgeführt wurden, wurden nicht berücksichtigt.

Der Variationskoeffizient des RMS-Fehlers lag bei den Laubbäumen bei 37,4 % (0,77 Vfm) und damit etwas höher wie bei Methode A. Das gleiche gilt auch für die Nadelbäume in den Hochlagen mit 30,6 % (0,41 Vfm) und die Nadelbäume in den Tal- und Hanglagen, wo der Fehler 28,3 % (1,05 Vfm) erreichte.

Mit der vorgestellten Methode konnten 93,3 % des Holzvorrates aller im Gelände gemessenen Bäume bestimmt werden. Schließt man die falsch erkannten Bäume aus, reduziert sich der Anteil des erkannten Holzvorrates auf 81,4 %. Bei den Nadelbäumen konnten 92,8 % des Holzvolumens bestimmt werden. Der Wert reduziert sich auf 86,8 %, wenn die falsch erkannten Bäume ausgeschlossen werden. In der Hochlage konnten 86,6 % des Holzvolumens erkannt werden; aufgrund der wenigen falsch erkannten Bäume reduziert sich der Wert bei Ausschluss dieser nur geringfügig auf 84,9 %. In den Hang- und Tallagen wurden 93,9 % erkannt; nach Ausschluss der falsch erkannten Bäume reduziert sich der Wert auf 86,6 %. Bei den Laubbäumen konnten 94,2 % des Holzvorrates erkannt werden. Aufgrund der hohen Anzahl falsch erkannter Bäume, reduziert sich dieser Wert auf 79,9 %, wenn diese Bäume ausgeschlossen werden.

Da sich beide Methoden der Volumenbestimmung in ihren Ergebnissen nur unwesentlich unterscheiden, wurde auf eine Darstellung in Diagrammform verzichtet. Auch bei der Auswertung für die einzelnen Referenzflächen zeigten sich nur geringe Unterschiede. Auf keiner Fläche waren die Unterschiede der RMS-Fehler beider Methoden größer als 2,4 %.

#### 6.4.4.2.7 Aufteilung des Holzvolumens nach Durchmesserstufen

Dazu wurde das auf verschiedene Art bestimmte Holzvolumen auf die Durchmesserstufen verteilt. Als Grundlage wurden die forstüblichen Stärkeklassen in 5-cm-Stufen verwendet. Das geschah zum einen auf Basis der terrestrischen Messungen, zum anderen auf Basis der Laserscanningdaten. Bei den Laserscanningdaten wurden zwei Fälle unterschieden. Beim ersten wurden nur die erkannten Bäume berücksichtigt, beim zweiten Fall auch die falsch erkannten Bäume. Die Ergebnisse sind in Abbildung 89 bis 91 dargestellt. Da sich die beiden untersuchten Methoden zur Volumenermittlung in ihren Ergebnissen nur marginal unterscheiden, werden im Folgenden nur die Ergebnisse der Methode I vorgestellt. Für alle Gruppen gilt, dass die unteren Durchmesserklassen zu gering ausgestattet sind. Im mittleren Durchmesserbereich stimmen die aus Laserscanningdaten abgeleiteten Werte bei den Nadelbäumen sehr gut mit den Bodendaten zusammen. Bei den Durchmessern über 60 cm ist wiederum eine geringe Unterausstattung bei den Nadelbäumen festzustellen. Bei den Laubbäumen gibt es stärkere Abweichungen: Bei dieser Gruppe ist die Unterschätzung der starken Durchmesserstufen und die Überschätzung der mittleren Durchmesserstufen, insbesondere durch die falsch erkannten Bäume, stark ausgeprägt.

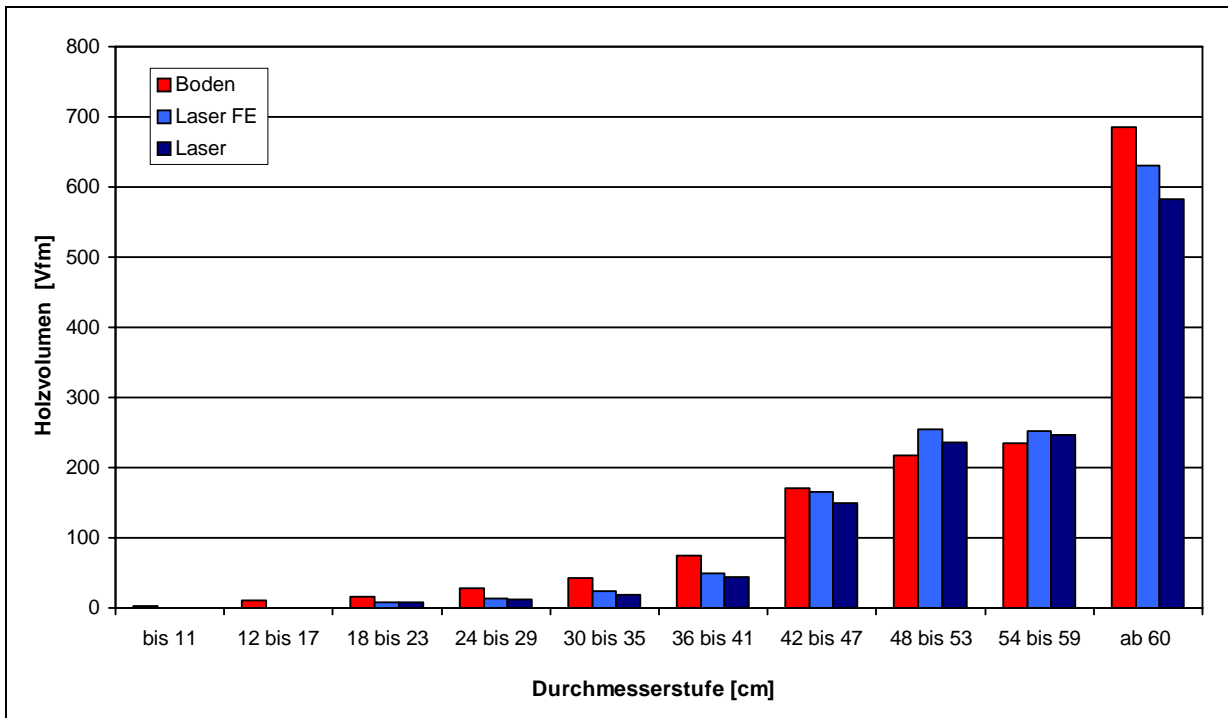


Abbildung 89: Verteilung des Holzvolumens auf Durchmesserstufen bei den Nadelbäumen der Tal- und Hanglagen. Boden: Felderhebungen, Laser: aus Laserscanningdaten geschätzte Werte, Laser FE: aus Laserscanningdaten geschätzte Werte einschließlich der falsch erkannten Bäume.

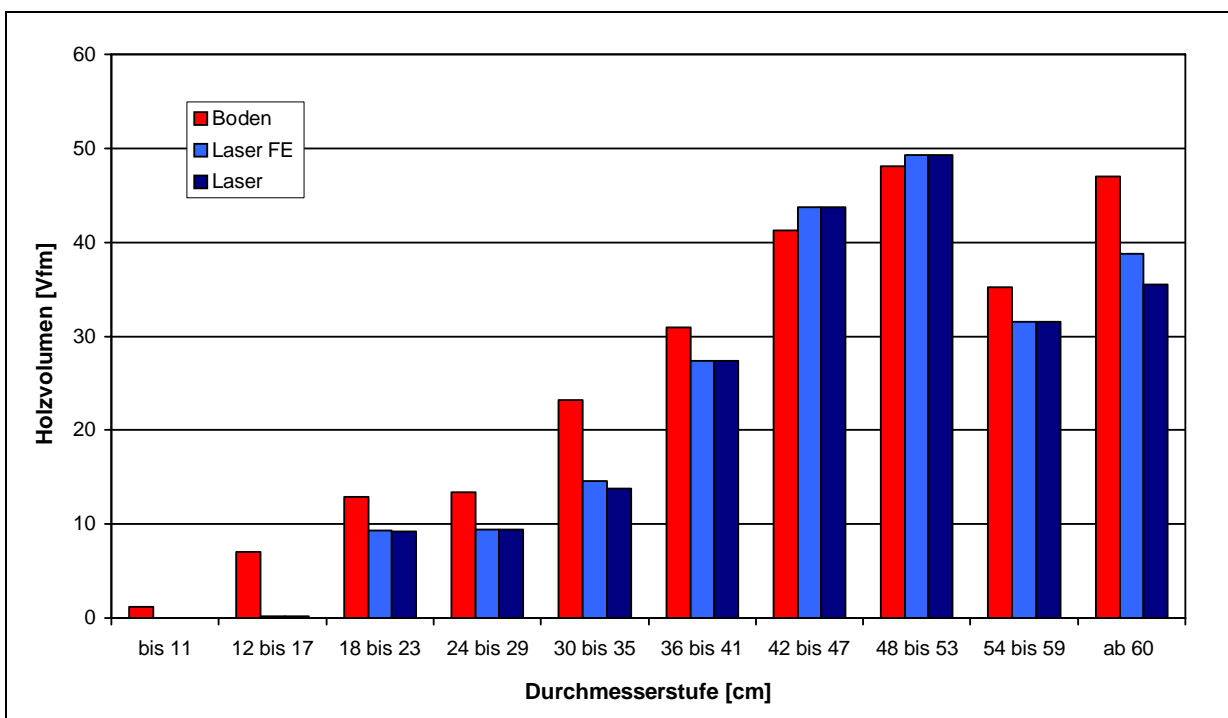


Abbildung 90: Verteilung des Holzvolumens auf Durchmesserstufen bei den Nadelbäumen der Hochlagen. Boden: Felderhebungen, Laser: aus Laserscanningdaten geschätzte Werte, Laser FE: aus Laserscanningdaten geschätzte Werte einschließlich der falsch erkannten Bäume.



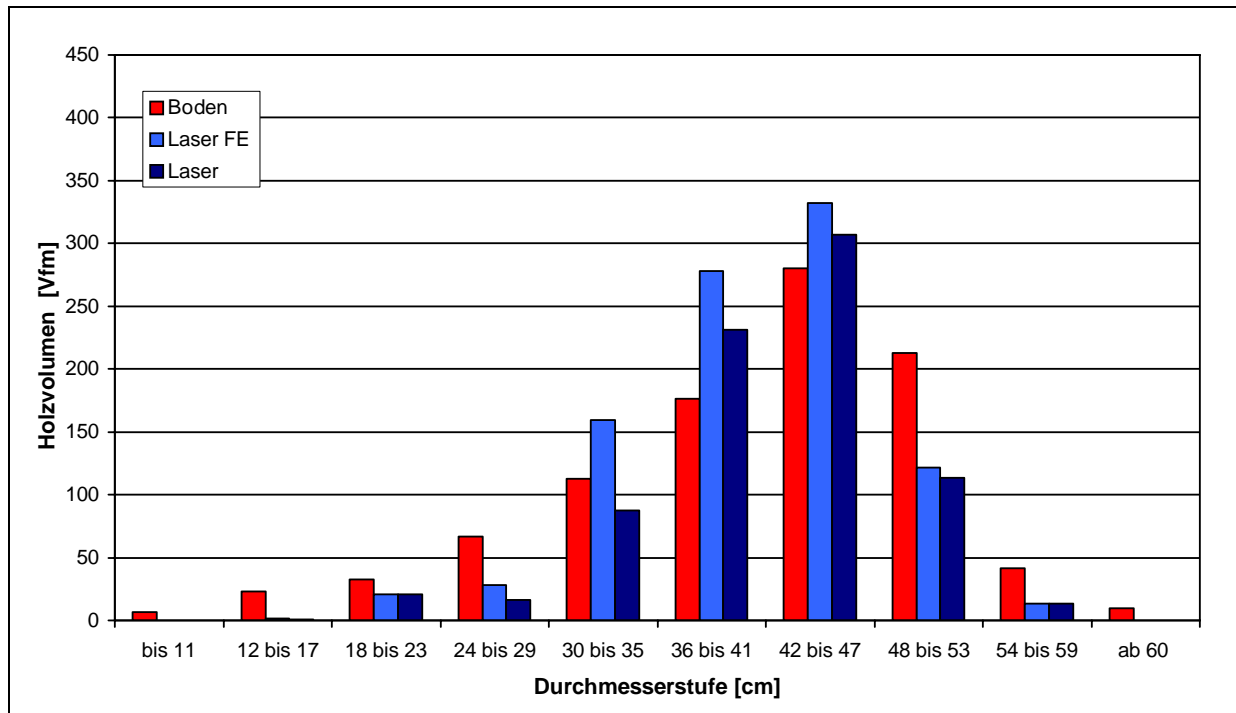


Abbildung 91: Verteilung des Holzvolumens auf Durchmesserstufen bei den Laubbäumen. Boden: Felderhebungen, Laser: aus Laserscanningdaten geschätzte Werte, Laser FE: aus Laserscanningdaten geschätzte Werte einschließlich der falsch erkannten Bäume (Bäume über 5 Vfm (n=18) wurden nicht berücksichtigt).

## 6.4.5 Algorithmus „Freiburg“

### 6.4.5.1 Beschreibung des Algorithmus

Der hier getestete Algorithmus für die Einzelbaumerkennung wurde an der Universität Freiburg entwickelt. Das Verfahren basiert auf einem gerasterten Oberflächen-(DSM) und einem Bodenmodell (DTM), die entsprechend der Vorgehensweise beim schwedischen Algorithmus, erstellt werden (ELMQUIST 2000, PERSSON 2002).

Im ersten Schritt wird durch Subtraktion des DTM vom DSM ein digitales Bestandesmodell (DCM) berechnet. Um auf die unterschiedlichen Anforderungen bei der Analyse von Jung- und Altbeständen eingehen zu können wird das DCM in die zwei Höhenklassen „Hoch“ (> 22 m) und „Niedrig“ (< 22 m) unterteilt. Anschließend wird die Klasse „Hoch“ stärker mit einem Gaußfilter geglättet als die Klasse „Niedrig“.

Danach werden die lokalen Maxima extrahiert, indem die Pixel ausgewählt werden, deren Werte höher sind als die der vier verbundenen Nachbarpixel. Diese lokalen Maxima werden als Startpunkte für einen „Pouring“-Algorithmus verwendet, der sich wie Regentropfen so lange in Richtung der Täler ausbreitet, wie die benachbarten Pixel niedriger oder gleich hoch sind (SOILLE 1999). Als Ergebnisse erhält man die Bereiche, die von einem Maximum ausgehen und der Kronenfläche eines Baumes entsprechen sollen.

Allerdings findet man nach diesem Schritt noch eine hohe Anzahl von fehlerhaften Polygonen. Polygone, die zu klein oder zu groß sind oder Formen haben, die nicht einem Baum entsprechen. Um die Ergebnisse zu verbessern, werden anschließend verschiedene Funktionen

angewendet, die geometrische Beziehungen innerhalb und zwischen Bäumen umfassen und auf a priori Wissen über Bäume beruhen:

1. Entfernen von Polygonen, die am Rand des Bildes liegen und deshalb keine Bäume repräsentieren.
2. Polygone, die eine Mindestfläche (3m<sup>2</sup> bei hohen, 1 m<sup>2</sup> bei niedrigen Bäumen) nicht erreichen, werden mit dem benachbarten Polygon, mit dem sie die längste Grenzlinie haben, zusammengeführt.
3. Über das Verhältnis von zwei senkrecht aufeinander stehenden Radien wird die Anisometrie des Polygons bestimmt. Bei einem Kreis beträgt dieses Verhältnis 1. Je länger und schmaler das Polygon ist, desto größer ist dieses Verhältnis und desto geringer ist die Wahrscheinlichkeit, dass dieses Objekt einen Baum repräsentiert. Bei einem Verhältnis von über 2,5 wird deshalb angenommen, dass es sich um eine Baumgruppe handelt, die anschließend entsprechend der Methode von STRAUB und HEIPKE (2001) aufgelöst wird.
4. Als weiterer Faktor geht die Kompaktheit (Compactness) des Objektes in die Berechnungen mit ein. Bei einem Kreis beträgt diese Kompaktheit 1. Je stärker das Polygon von einem Kreis abweicht, desto kleiner wird dieser Wert. Für Polygone, die Bäume repräsentieren, wird angenommen, dass sie mehr oder weniger die Form eines Kreises oder einer Ellipse haben.

$$Compactness = \frac{Umfang^2}{4 * PI * Fläche}$$

Gleichung 38

5. Ist der Abstand zwischen zwei Baumspitzen zu gering (2 m bei hohen und 1 m bei niedrigen Bäumen), werden die beiden benachbarten Polygone ebenfalls zusammengeführt. Der Schwellenwert wird in Abhängigkeit von der Baumhöhe festgelegt.

Da der Pouring-Algorithmus erst jeweils an den tiefsten Stellen stoppt, werden auch Bodenpixel und kleine Bäume mit flachen Kronen, die sich zwischen großen Bäumen befinden, in die Kronenpolygone einbezogen. Dies hat zur Folge, dass viele Baumkronen überschätzt werden. Zur Korrektur der Polygone wurde ein Ray-Algorithmus implementiert, der wie folgt arbeitet:

- a) Ausgangspunkt sind die Baumwipfel, die durch lokale Maxima repräsentiert sind.
- b) Berechnen von Strahlen zwischen den Maxima und einer beliebigen Anzahl von Punkten an der Grenze des Polygons.
- c) Für jeden Strahl wird die Höhendifferenz zwischen Maxima und Randpunkt bestimmt.
- d) Ist diese Höhendifferenz größer als - 2 bzw. + 0,5 m, wird der Randpunkt aufgegeben und bis zur entsprechenden Stelle auf dem Strahl verschoben.
- e) Auf Basis der neuen und beibehaltenen Punkte wird das Polygon neu berechnet.

(DIEDERSHAGEN et al. 2003, WEINACKER et al. 2004, KOCH et al. 2006).

## 6.4.5.2 Ergebnisse

### 6.4.5.2.1 Anzahl und Holzvorrat der erkannten Bäume

Insgesamt umfasste die Studie 2575 Bäume. Aus diesem Kollektiv konnten mit diesem Algorithmus 998 Bäume erkannt werden, entsprechend 38,7 %. Bei den Nadelbäumen war der Anteil erkannter Bäume mit 43,9 % wesentlich höher als bei den Laubbäumen, von denen nur 34,0 % erkannt werden konnten. Darüber hinaus wurden 78 Bäume (3,0 %) erkannt, denen kein im Gelände gemessener Baum zugeordnet werden konnte. Der Anteil dieser Bäume war bei Laub- (3,1 %) und Nadelbäumen (2,4 %) ähnlich hoch. Der Grund für diese relativ geringe Erkennungsrate ist darin zu suchen, dass mit dem beschriebenen Verfahren die Bäume unter der herrschenden Baumschicht nicht erkannt werden können. So wurden in der Mittelschicht nur 19,6 % und in der Unterschicht sogar nur 1,1 % der im Gelände gemessenen Bäume erkannt. In der Oberschicht war die Erkennungsrate mit 68,9 % erheblich besser. Hier wurden 72,3 % der Nadel- und 65,5 % der Laubbäume erkannt. In den Hochlagen erreichte der Anteil erkannter Nadelbäume sogar 87,3 %, während in den Tal- und Hanglagen mit 67,5 % Nadel- und Laubbäume gleich gut erkannt wurden.

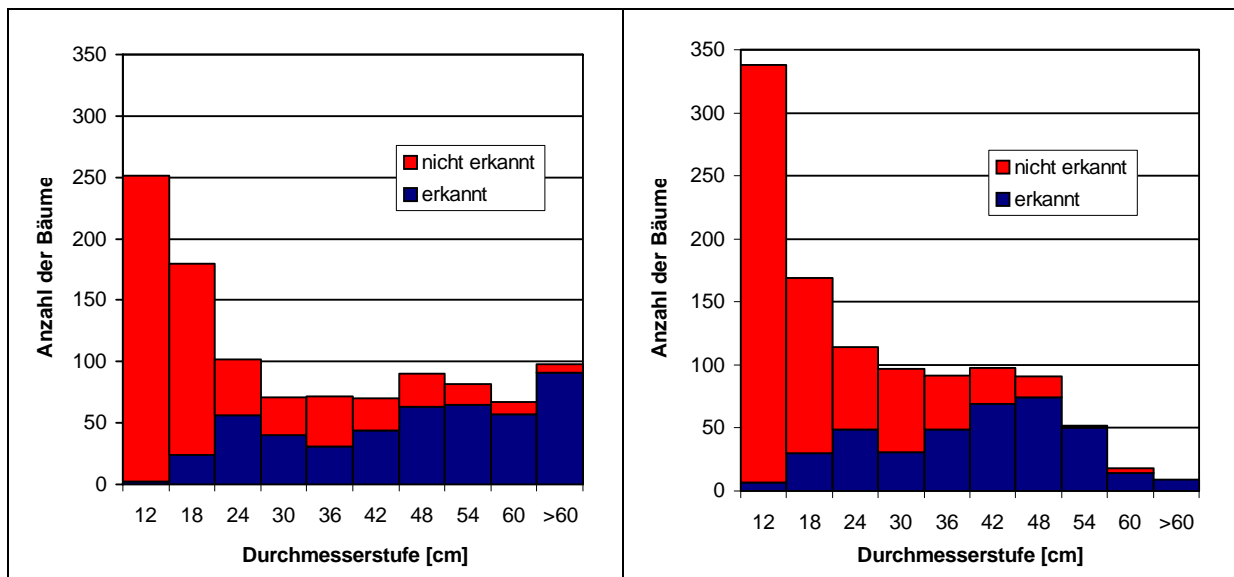


Abbildung 92: Verteilung der erkannten und nicht erkannten Bäume auf die Durchmesserstufen. Die linke Abbildung zeigt die Ergebnisse für die Nadelbäume, die rechte Abbildung zeigt die Ergebnisse für die Laubbäume. Es ist deutlich zu erkennen, dass aus den Laserscanningdaten vor allem die Bäume mit einem großen Brusthöhendurchmesser erkannt werden können.

Betrachtet man den Holzvorrat der erkannten Bäume, ergeben sich wesentlich bessere Ergebnisse. Über alle Bestände hinweg wurde 74,7 % des Holzvolumens erkannt. Bei den Nadelbäumen war dieser Wert mit 75,5 nur geringfügig besser als bei den Laubbäumen, bei denen 73,1 % des Holzvolumens erkannt wurden. Mit 85,3 % erkanntem Holzvolumen wurden in den Hochlagen die besten Werte erreicht. In den Hang- und Tallagen waren es nur 74 %.

Auf den einzelnen Referenzflächen konnten zwischen 58,5 und 92,9 % der Bäume in der Oberschicht erkannt werden. Sehr gute Ergebnisse konnten in den Altbeständen der Hochlagen (50 bis 52) erzielt werden. Hier wurden über 90 % der Oberschichtbäume erkannt. Selbst im Jungbestand 53 (ebenfalls Hochlage) waren es noch 80 % der Bäume. Auch auf den Referenzflächen des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde wurden Werte über 75 % erzielt. In einigen Altbeständen konnten jedoch nur Werte zwischen 60 und 70 % festgestellt werden.

Flächen Nr.	21	22	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60
Stammzahl [N/ha]	260	250	225	370	300	1950	1880	810	475	410	320	1610	320
Laubbaumanteil [%]	86	71	0	0	0	1	100	1	4	0	10	6	100
Bäume Oberschicht [%]	90.5	68.4	91.9	91.9	90.5	80.0	68.9	75.0	92.9	65.9	63.2	58.5	78.3
Holzvolumen [%]	81.8	75.3	91.2	89.2	84.9	63.5	70.1	68.0	83.1	67.1	63.2	52.3	68.1

Flächen Nr.	61	62	63	64	65	91	92	93	94	95	96	97	98
Stammzahl [N/ha]	280	390	792	258	758	258	180	236	253	244	310	270	230
Laubbaumanteil [%]	74	0	41	100	96	65	100	61	99	4	49	83	100
Bäume Oberschicht [%]	62.5	62.1	75.0	72.7	70.0	77.4	88.9	80.0	77.4	80.8	88.0	75.0	92.0
Holzvolumen [%]	62.7	63.2	72.5	75.3	69.8	79.7	92.8	84.1	84.3	85.0	86.6	83.3	93.3

Tabelle 56: Ergebnisse der Baumerkennung für die einzelnen Referenzflächen. Bäume Oberschicht: Anteil der erkannten Bäume in der Oberschicht. Holzvolumen: Anteil des gemessenen Holzvolumens der erkannten Bäume am gesamten Holzvolumen. Stammzahl je Hektar, und Laubbaumanteil beziehen sich auf die am Boden gemessenen Werte.

Ein Zusammenhang zwischen Waldaufbau und dem Anteil erkannter Bäume war hier nicht festzustellen. Auffällig ist auch das schlechte Ergebnis im stammzahlreichen Bestand 59. Was für den Anteil erkannter Bäume in der Oberschicht beschrieben wurde, gilt auch für den Anteil des erkannten Holzvolumens. Hier schwanken die Werte zwischen 52 und 92 %.

#### 6.4.5.2.2 Bestimmung der Baumhöhen

Die Analyse wurde nur für 383 Laub- und 474 Nadelbäume durchgeführt, die im Jahr 2002 terrestrisch vermessen worden waren. Das Nadelbaumkollektiv setzt sich in der Hochlage aus 181 Bäumen und in Hang- und Tallage aus 293 Bäumen zusammen. Die Bäume auf den Referenzflächen, bei denen die Höhenmessungen 1999 durchgeführt wurden, wurden nicht berücksichtigt.

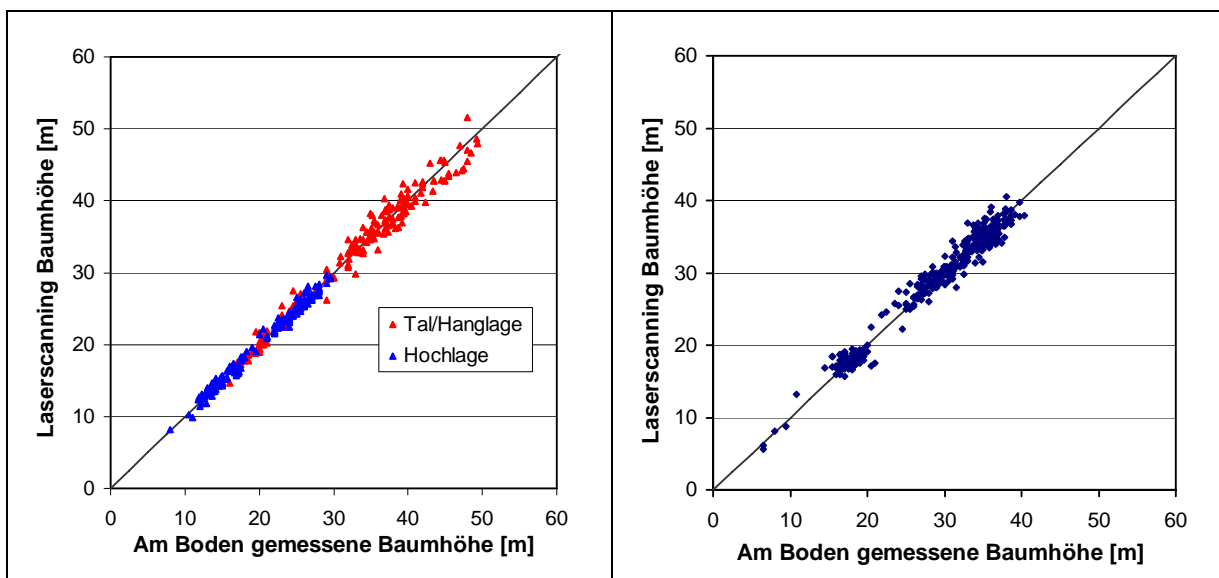


Abbildung 93: Vergleich der mittels Laserscanning bestimmten Baumhöhen mit den im Gelände gemessenen Baumhöhen. Im linken Diagramm sind die Ergebnisse für die Nadelbäume und im rechten Diagramm die Ergebnisse für die Laubbäume dargestellt. Die Gerade stellt die 1:1 Beziehung dar.

Über alle Bäume hinweg beträgt die mittlere Höhendifferenz -0,74 m (Laserscanner - Messung am Boden). Bei den Laubbäumen beträgt die mittlere Abweichung -0,71 m, bei den Nadelbäumen -0,76 m. Besonders groß ist die Abweichung mit -1,03 m bei den Nadelbäumen der Hang- und Tallagen, während sie in den Hochlagen nur -0,33 m beträgt. Die Standardabweichung der Höhendifferenzen liegt für alle Bäume bei 1,5. Bei Laubbäumen beträgt sie 1,56 und bei Nadelbäumen 1,45. Mit 0,97 ist in den Hochlagen auch die Standardabweichung geringer als bei den Nadelbäumen der Hang- und Tallagen (1,62).

Um die Unterschätzung der Bäume auszugleichen, wurden die folgenden Geraden so angepasst, dass die Summe der Abweichungsquadrate aller Y-Werte minimal ist:

	n	ln	b <sub>0</sub>	b <sub>1</sub>	b <sub>2</sub>	b <sub>3</sub>	b <sub>4</sub>	R <sup>2</sup>	RMSE [m]	VK <sub>RMS</sub> [%]
<b>Laubbäume</b>	371	nein	-1.673	1.125	0.009	0.017	-0.001	0.97	1.25	4.36
<b>Nadelbäume (Hochlage)</b>	169	nein	-1.439	1.268	-0.461	-0.007	0.086	0.99	0.59	2.95
<b>Nadelbäume (Tal- und Hanglage)</b>	281	nein	-0.687	1.081	-0.304	0.000	0.012	0.98	1.19	3.37

Tabelle 57: Regressionsmodell zur Höhenbestimmung aus Laserscanningdaten. n: Anzahl der für das Modell verwendeten Bäume, ln: wurde die abhängige Variable logarithmiert ? b<sub>0</sub>-b<sub>4</sub>: Koeffizienten der Gleichung 26.

Bei allen drei Gruppen konnten Bestimmtheitsmaße von über 0,97 erreicht werden. Dabei lagen die RMS-Fehler zwischen 0,59 m (2,95 %) bei den Nadelbäumen in den Hochlagen und 1,25 m (4,36 %) bei den Laubbäumen.

In allen Beständen wurden VK<sub>RMS</sub>-Werte von unter 8 % erreicht. In der überwiegenden Anzahl lag der Wert unter 5 %. In den Plenterbeständen (21, 22, 55, 56) und in einigen jüngeren Beständen (53, 54) wurden die schlechtesten Ergebnisse erzielt.

Flächen Nr.	21	22	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60
Stammzahl [N/ha]	260	250	225	370	300	1950	1880	810	475	410	320	1610	320
Laubbaumanteil [%]	86	71	0	0	0	1	100	1	4	0	10	6	100
RMSE [m]	2.30	2.06	1.03	0.98	1.13	1.00	1.11	2.61	3.34	1.31	1.88	0.88	1.78
VK <sub>RMS</sub> [%]	7.1	6.2	4.3	4.0	4.8	6.9	6.3	7.3	7.8	3.4	4.8	4.0	5.5

Flächen Nr.	61	62	63	64	65	91	92	93	94	95	96	97	98
Stammzahl [N/ha]	280	390	792	258	758	258	180	236	253	244	310	270	230
Laubbaumanteil [%]	74	0	41	100	96	65	100	61	99	4	49	83	100
RMSE [m]	1.83	1.07	1.19	1.34	1.85	1.71	1.46	0.85	0.98	0.86	1.74	0.92	1.60
VK <sub>RMS</sub> [%]	5.4	3.1	3.7	5.1	6.3	4.7	4.0	2.4	2.8	2.1	4.9	2.9	4.4

Tabelle 58: Ergebnisse des Vergleichs der Baumhöhenbestimmung aus Laserscannerdaten mit den Referenzmessungen am Boden für die einzelnen Referenzflächen. Stammzahl je Hektar, und Laubbaumanteil beziehen sich auf die am Boden gemessenen Werte.

### 6.4.5.2.3 Bestimmung des Kronendurchmessers

Insgesamt konnten 547 im Gelände gemessene Baumkronen mit den aus den Laserscanningdaten bestimmten Baumkronen verglichen werden. Davon waren 287 Laub- und 259 Nadelbäume. 97 Nadelbäume standen in den Hochlagen, 162 in den Tal- und Hanglagen.

Der Mittelwert der Differenzen zwischen den am Boden bestimmten Kronenradien und den aus den Radien der aus den Laserscanningdaten abgeleiteten Kronenpolygonen beträgt  $-0,01$  m für alle Bäume. Während die Laubbaumkronen im Mittel um  $0,22$  m unterbestimmt werden, sind die Nadelbaumkronen im Mittel um  $0,22$  m zu groß. Diese Tendenz ist bei den Nadelbäumen der Hochlagen mit  $0,30$  m am stärksten ausgeprägt. Die Standardabweichung der Differenzen beträgt  $1,17$  m für alle Bäume. Bei den Laubbäumen ist sie mit  $1,34$  m wesentlich höher als bei den Nadelbäumen, wo sie nur  $0,89$  m beträgt. Mit  $0,63$  m erreicht sie ihren geringsten Wert in den Hochlagenwäldern.

Um die Unterschätzung der Laubbäume und die Überschätzung der Nadelbäume auszugleichen, wurden die folgenden Geraden so angepasst, dass die Summe der Abweichungsquadrate aller Y-Werte minimal ist:

	n	ln	b <sub>0</sub>	b <sub>1</sub>	b <sub>2</sub>	b <sub>3</sub>	b <sub>4</sub>	R <sup>2</sup>	RMSE [m]	VK <sub>RMS</sub> [%]
<b>Laubbäume</b>	278	ja	1.368	-0.043	0.000	0.005	0.001	0.46	0.79	17.3
<b>Nadelbäume (Hochlage)</b>	160	ja	1.124	-0.073	0.246	0.002	-0.027	0.31	0.32	12.5
<b>Nadelbäume (Tal- und Hanglage)</b>	93	nein	8.223	-0.375	0.183	0.006	-0.018	0.19	0.57	16.1

Tabelle 59: Regressionsmodell zur Bestimmung des Kronenradius aus Laserscanningdaten. n: Anzahl der für das Modell verwendeten Bäume, ln: wurde die abhängige Variable logarithmiert, b<sub>0</sub>-b<sub>4</sub>: Koeffizienten von Gleichung 27.

Die Bestimmtheitsmaße der Modelle für Nadelbäume in den Hochlagen und in den Tallagen waren mit  $0,31$  und  $0,19$  sehr schlecht. Erstaunlicherweise lag der Wert bei Laubbäumen mit  $0,46$  wesentlich höher. Im Gegensatz dazu lagen die RMS-Fehler in den Hochlagen am niedrigsten und erreichten bei den Laubbäumen den schlechtesten Wert. Die Residuen sind allerdings nicht gleichmäßig über den Wertebereich verteilt. Bei den Nadelbäumen werden die Kronenradien über  $4$  m unterschätzt. Bei den Laubbäumen trifft das gleiche für die Kronen mit einem Radius von über  $6$  m zu. Zusätzlich werden bei den Laubbäumen die Bäume mit einem Kronenradius von unter  $3$  m unterschätzt.

Flächen Nr.	21	22	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60
Stammzahl [N/ha]	260	250	225	370	300	1950	1880	810	475	410	320	1610	320
Laubbaumanteil [%]	86	71	0	0	0	1	100	1	4	0	10	6	100
RMSE [m]	1.33	0.84	0.34	0.27	0.35					0.84			0.85
VK <sub>RMS</sub> [%]	27.0	20.2	13.0	10.7	13.4					29.8			20.9

Flächen Nr.	61	62	63	64	65	91	92	93	94	95	96	97	98
Stammzahl [N/ha]	280	390	792	258	758	258	180	236	253	244	310	270	230
Laubbaumanteil [%]	74	0	41	100	96	65	100	61	99	4	49	83	100
RMSE [m]	0.66		0.47	0.78	0.75	0.76	1.12	0.57	0.72	0.52	0.78	0.51	1.20
VK <sub>RMS</sub> [%]	14.6		14.3	23.2	19.9	17.4	21.3	13.2	15.0	14.5	16.8	12.9	22.7

Tabelle 60: Ergebnisse des Vergleichs der Kronenradienbestimmung aus Laserscannerdaten mit den Referenzmessungen am Boden für die einzelnen Referenzflächen. Stammzahl je Hektar, und Laubbaumanteil beziehen sich auf die am Boden gemessenen Werte.

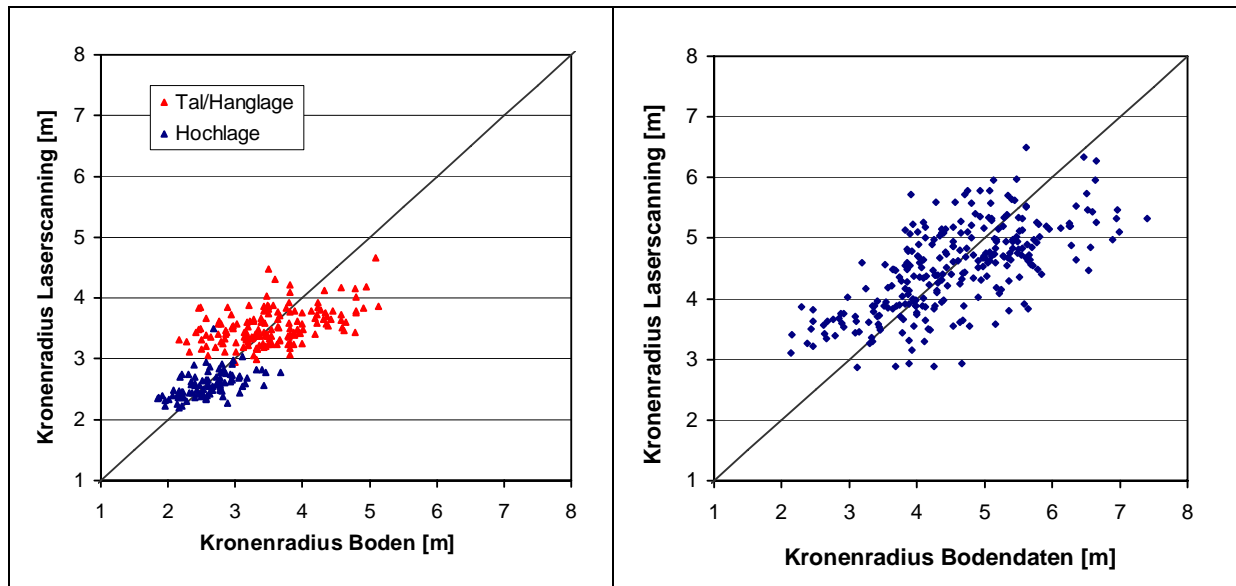


Abbildung 94: Vergleich der mittels Laserscanning bestimmten mit den im Gelände gemessenen Kronenradien. Im linken Diagramm sind die Ergebnisse für die Nadelbäume und im rechten Diagramm die Ergebnisse für die Laubbäume dargestellt. Die Gerade stellt die 1:1 Beziehung dar.

Der Variationskoeffizient des RMS-Fehlers schwankt in den untersuchten Beständen zwischen 10,7 und 29,8 %. Die besten Ergebnisse werden in den Hochlagenbeständen erzielt. Vergleichsweise große Fehler ergaben sich in den Plenterbeständen (21, 22), aber auch in Laubbaumflächen (60, 64, 92, 98). Allerdings zeigt auch die homogene Nadelwaldfläche 57 einen vergleichsweise schlechten Wert.

#### 6.4.5.2.4 Bestimmung des Brusthöhendurchmessers

Insgesamt konnten 855 im Feld gemessene Brusthöhendurchmesser mit den aus den Laserscanningdaten abgeleiteten Brusthöhendurchmessern verglichen werden. Davon waren 382 Laub- und 473 Nadelbäume. 180 Nadelbäume stehen in den Hochlagen. Die Bäume auf den Referenzflächen, bei denen die Durchmesserbestimmung 1999 durchgeführt wurden, wurden nicht berücksichtigt.

Die Koeffizienten des Regressionsmodells sind in Tabelle 61 dargestellt.

	n	ln	b <sub>0</sub>	b <sub>1</sub>	b <sub>2</sub>	b <sub>3</sub>	b <sub>4</sub>	R <sup>2</sup>	RMSE [cm]	VK <sub>RMS</sub> [%]
<b>Laubbäume</b>	368	ja	1.592	0.089	0.081	-0.003	-0.001	0.82	5.84	15.7
<b>Nadelbäume (Hochlage)</b>	171	ja	1.682	0.087	0.211	-0.001	-0.029	0.90	5.10	14.1
<b>Nadelbäume (Tal- und Hanglage)</b>	287	ja	1.684	0.074	0.075	0.000	-0.004	0.86	7.90	15.3

Tabelle 61: Regressionsmodell zur Bestimmung des Brusthöhendurchmessers aus Laserscanningdaten. n: Anzahl der für das Modell verwendeten Bäume, ln: wurde die abhängige Variable logarithmiert?, b<sub>0</sub>-b<sub>4</sub>: Koeffizienten in Gleichung 28.

Die beste Modellanpassung konnte dabei für die Nadelbäume in den Hochlagen mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,90 erzielt werden. Schlechter waren die Ergebnisse für die Nadelbäume in den Tal- und Hanglagen und die Laubbäume mit 0,86 bzw. 0,82. Auch für diese Regressionsmodelle ist die Bedingung der Homoskedastizität nicht vollständig erfüllt. So

werden Nadelbäume mit einem Durchmesser von über 85 cm sowie Laubbäume mit einem Durchmesser von über 60 cm unterschätzt.

Das gleiche gilt für die RMS-Fehler. Auch hier konnten mit 5,1 cm (14,1 %) die besten Werte in den Hochlagen erzielt werden. Mit 7,9 cm (15,3 %) war der RMS-Fehler bei den Nadelbäumen absolut gesehen stärker als bei den Laubbäumen, wo er nur 5,84 cm (15,7 %) betrug.

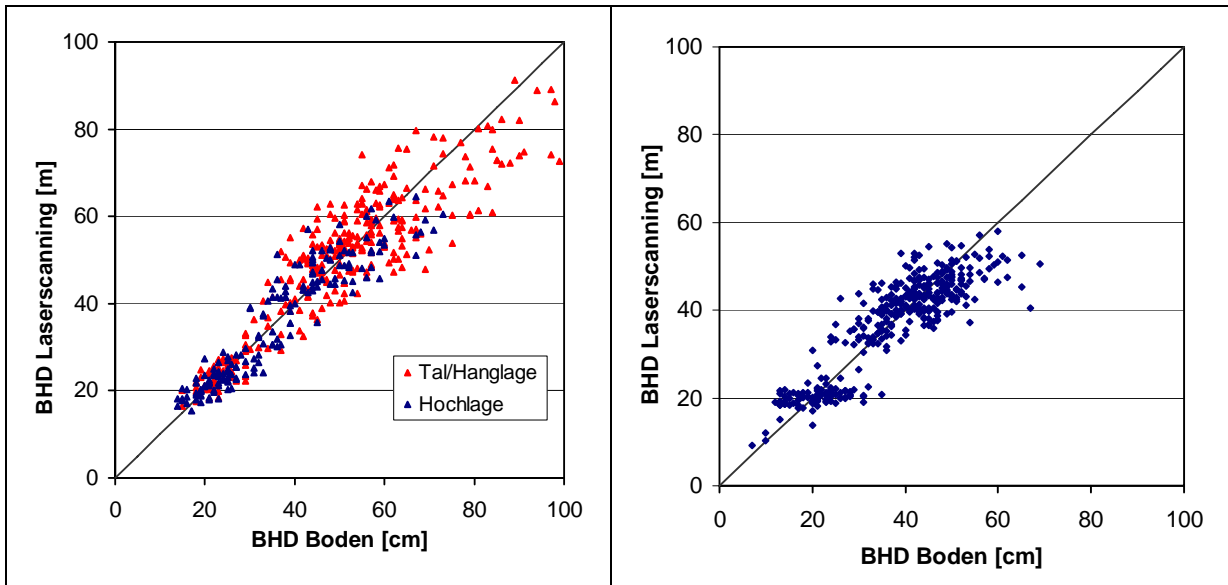


Abbildung 95: Vergleich der mittels Laserscanning bestimmten mit den im Gelände gemessenen Brusthöhdurchmessern. Im linken Diagramm sind die Ergebnisse für die Nadelbäume und im rechten Diagramm die Ergebnisse für die Laubbäume dargestellt. Die Gerade stellt die 1:1 Beziehung dar.

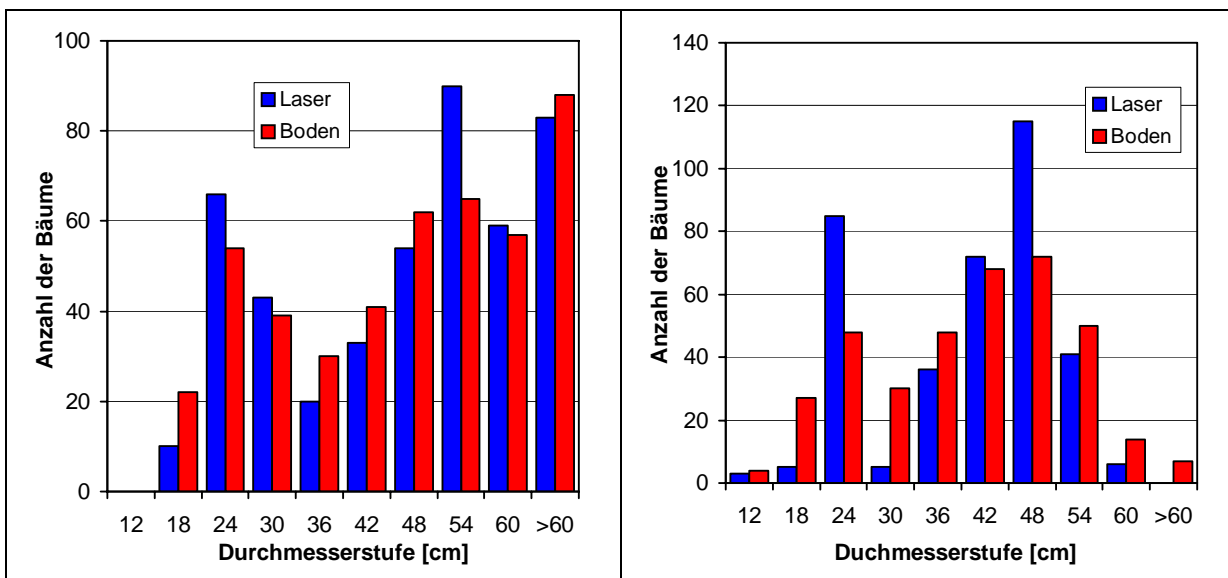


Abbildung 96: Vergleich der Durchmesserstufenverteilung von am Boden gemessenen Bäumen mit den aus Laserscanningdaten bestimmten Brusthöhdurchmessern. In der linken Abbildung sind die Nadelbäume, in der rechten die Laubbäume dargestellt.



Flächen Nr.	21	22	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60
Stammzahl [N/ha]	260	250	225	370	300	1950	1880	810	475	410	320	1610	320
Laubbaumanteil [%]	86	71	0	0	0	1	100	1	4	0	10	6	100
RMSE [cm]	14.95	13.89	6.76	5.74	5.98	3.85	5.89	15.38	8.34	9.88	11.75	4.65	5.55
VK <sub>RMS</sub> [%]	26.5	23.1	14.2	13.1	12.4	17.2	27.9	24.8	12.4	20.2	20.6	17.6	12.5

Flächen Nr.	61	62	63	64	65	91	92	93	94	95	96	97	98
Stammzahl [N/ha]	280	390	792	258	758	258	180	236	253	244	310	270	230
Laubbaumanteil [%]	74	0	41	100	96	65	100	61	99	4	49	83	100
RMSE [cm]	10.53	6.72	8.76	5.64	8.50	5.81	6.39	6.66	3.93	5.62	6.98	7.34	7.56
VK <sub>RMS</sub> [%]	18.9	12.6	17.8	16.9	20.7	12.0	13.3	14.2	9.2	10.9	14.1	16.2	16.1

Tabelle 62: Ergebnisse des Vergleichs der BHD-Schätzung aus Laserscannerdaten mit den Referenzmessungen am Boden für die einzelnen Referenzflächen. Stammzahl je Hektar, und Laubbaumanteil beziehen sich auf die am Boden gemessenen Werte.

Die Werte für den Variationskoeffizienten des RMS-Fehlers schwanken auf den einzelnen Referenzflächen zwischen 9,2 und 27,9 %. Auch hier sind die größten Abweichungen bei den Plenterstadien zu beobachten, eine Ausnahme hiervon stellt jedoch die Fläche 56 dar. Auch bei den jüngeren Laubwaldflächen (54, 65) tritt ein erheblicher Fehler auf.

#### 6.4.5.2.5 Bestimmung des Holzvolumens

##### 6.4.5.2.5.1 Methode I: Direkte Bestimmung des Holzvolumens

Insgesamt konnte für 854 Bäume das Holzvolumen bestimmt werden. Diese setzen sich aus 380 Laubbäumen, 292 Fichten der Hang- und Tallagen und 180 Fichten der Hochlagen zusammen. Die Bäume auf den Referenzflächen, bei denen die Höhen- und Durchmesserbestimmungen 1999 durchgeführt wurden, blieben unberücksichtigt.

Die Koeffizienten des Regressionsmodells sind in Tabelle 63 dargestellt.

	n	ln	b <sub>0</sub>	b <sub>1</sub>	b <sub>2</sub>	b <sub>3</sub>	b <sub>4</sub>	R <sup>2</sup>	RMSE [m <sup>3</sup> ]	VK <sub>RMS</sub> [%]
<b>Laubbäume</b>	367	ja	-6.021	0.314	0.144	-0.003	-0.003	0.89	0.74	35.8
<b>Nadelbäume (Hochlage)</b>	171	ja	-5.714	0.322	0.404	-0.004	-0.055	0.94	0.41	31.5
<b>Nadelbäume (Tal- und Hanglage)</b>	289	ja	-4.986	0.224	0.138	-0.002	-0.007	0.91	1.28	31.9

Tabelle 63: Regressionsmodell zur Bestimmung des Einzelbaumvolumens aus Laserscanningdaten. n: Anzahl der für das Modell verwendeten Bäume, ln: wurde die abhängige Variable logarithmiert ? b<sub>0</sub>-b<sub>4</sub>: Koeffizienten in Gleichung 29.

Auch beim Holzvolumen konnte die beste Modellanpassung ( $R^2 = 0,94$ ) für die Nadelbäume der Hochlagen erreicht werden. Etwas schlechter war die Anpassung für die Nadelbäume der Tal- und Hanglagen und noch ungünstiger für die Laubbäume.

Auch der RMSE verdeutlicht diese Tendenz. Während er bei Laubbäumen einen Wert von 0,74 m<sup>3</sup> (35,8 %) erreicht, liegt er bei den Nadelbäumen der Tal- und Hanglagen bei 1,28 m<sup>3</sup> (31,9 %). In den Hochlagen ist er mit 0,41 m<sup>3</sup> (31,5 %) am niedrigsten.

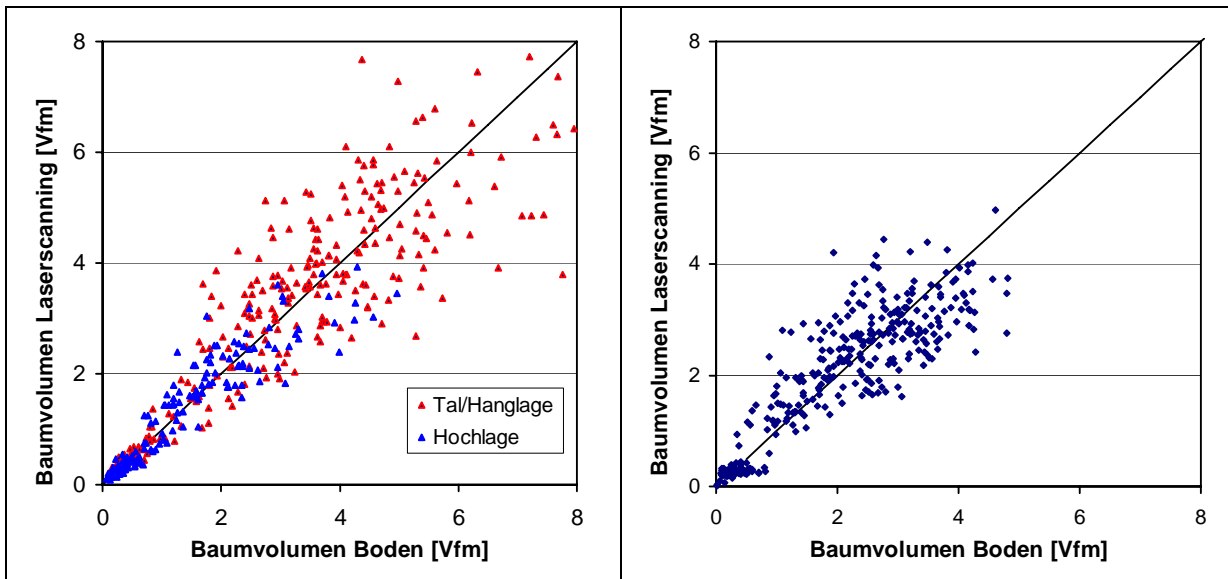


Abbildung 97: Vergleich des mittels Laserscanning geschätzten mit dem im Gelände bestimmten Holzvolumen. Im linken Diagramm sind die Ergebnisse für die Nadelbäume und im rechten Diagramm die Ergebnisse für die Laubbäume dargestellt (Bäume über 5 Vfm (n=18) wurden nicht berücksichtigt). Die Gerade stellt die 1:1 Beziehung dar.

Mit dieser Methode konnten insgesamt 78,5 % des aufgrund von Bodenmessungen bestimmten Holzvorrates ermittelt werden. Bei 4,3 % dieses Holzvolumens handelt es sich um falsch erkannte Bäume. Während bei den Laubbäumen 75,3 % erkannt wurden, waren es bei den Nadelbäumen 79,6 %. Der Anteil der falsch erkannten Bäume am Volumen lag bei 5,4 % bzw. 3,2 %. Im Vergleich ergeben sich erneut die besten Ergebnisse für die Hochlagenbestände. Dort wurden 85,8 % des Holzvolumens geschätzt, bei einem Anteil falsch erkannter Bäume von nur 2,7 %.

Flächen Nr.	21	22	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60
Stammzahl [N/ha]	260	250	225	370	300	1950	1880	810	475	410	320	1610	320
Laubbaumanteil [%]	86	71	0	0	0	1	100	1	4	0	10	6	100
Geschätztes Holzvolumen [%]	75.6	67.3	86.3	93.9	89.9	62.3	63.2	57.5	91.2	88.2	70.3	48.5	67.7
Falsch erkannt [%]	0.0	6.7	4.6	2.5	2.0	0.0	5.9	3.0	7.4	9.8	4.7	0.7	0.0
RMSE [Vfm]	2.20	2.04	0.58	0.45	0.56	0.10	0.23	2.41	1.62	1.27	2.08	0.27	0.77
VK <sub>RMS</sub> [%]	46.6	38.3	27.6	25.3	25.6	34.8	68.6	45.5	22.4	37.5	43.3	40.7	28.3

Flächen Nr.	61	62	63	64	65	91	92	93	94	95	96	97	98
Stammzahl [N/ha]	280	390	792	258	758	258	180	236	253	244	310	270	230
Laubbaumanteil [%]	74	0	41	100	96	65	100	61	99	4	49	83	100
Geschätztes Holzvolumen [%]	55.2	66.5	65.7	80.4	63.4	86.8	81.0	111.3	82.6	95.3	74.7	67.3	90.5
Falsch erkannt [%]	1.2	2.1	3.1	0.0	0.0	8.3	4.7	10.2	1.4	1.8	4.6	0.0	7.0
RMSE [Vfm]	1.47	0.88	0.94	0.47	0.93	0.85	1.21	0.86	0.53	0.72	1.12	0.85	1.16
VK <sub>RMS</sub> [%]	34.6	24.3	30.7	31.9	40.1	24.6	33.1	27.2	19.7	19.3	29.6	31.2	33.9

Tabelle 64: Ergebnisse des Vergleichs der aus Laserscannerdaten bestimmten mit den am Boden gemessenen Kronenradien. Geschätztes Holzvolumen: Anteil des geschätzten Holzvolumens am Referenzwert. Falsch erkannt: Anteil des Holzvolumens falsch erkannter Bäume am Referenzwert. Stammzahl je Hektar und Laubbaumanteil beziehen sich auf die am Boden gemessenen Werte.

Die Werte des Variationskoeffizienten des RMS-Fehlers bei der Schätzung des Holzvolumens zeigen eine Schwankungsbreite zwischen 19,3 und 68,6 %. Während in den Altbeständen meist sehr gute Werte erreicht werden, weisen insbesondere Jungbestände und hier vor allem die laubbaumreichen Bestände einen großen Fehler auf. Auch die Plenterbestände fallen bei der Schätzung des Einzelbaumvolumens durch große Fehler auf.

Über alle Referenzflächen konnten zwischen 49 und 110 % des Holzvolumens mit Hilfe der Regressionsgleichungen geschätzt werden. Besonders in den Hochlagenbeständen konnten mit rund 90 % sehr gute Schätzergebnisse erreicht werden. Dabei waren die Ergebnisse vor allem in den stammzahlreicheren Beständen und auf den Referenzflächen 55 und 60 deutlich schlechter.

#### **6.4.5.2.5.2 Methode II: Bestimmung des Holzvolumens über Volumenfunktionen**

Der Holzvorrat konnte für 964 Bäume bestimmt werden. Darunter waren 439 Laub- und 525 Nadelbäume (Hochlage 167, Tal-/Hanglage 358). Die Bäume auf den Referenzflächen, bei denen die Durchmesser- und Höhenmessung 1999 durchgeführt wurden, wurden nicht berücksichtigt.

Der Variationskoeffizient des RMS-Fehlers lag bei den Laubbäumen bei 42,8 % (0,88 Vfm) und damit höher als bei Methode A. Das gleiche gilt auch für die Nadelbäume in den Tal- und Hanglagen, bei denen der  $VK_{RMS}$  37,7 % (1,09 Vfm) erreichte. Bei den Nadelbäumen in den Hochlagen sind die Werte aus beiden Verfahren mit 30,0% (0,4 Vfm) praktisch identisch.

Mit der vorgestellten Methode konnten insgesamt 76,6 % des Holzvorrates der im Gelände gemessenen Bäume bestimmt werden. Schließt man die falsch erkannten Bäume aus, reduziert sich der Anteil des erkannten Holzvorrates auf 72,5 %. Bei den Nadelbäumen konnten 80,3 % des Holzvolumens bestimmt werden. Der Wert reduziert sich auf 76,9 %, wenn die falsch erkannten Bäume ausgeschlossen werden. In der Hochlage konnten 86,0 % des Holzvolumens geschätzt werden. Aufgrund der wenigen falsch erkannten Bäume reduziert sich der Wert bei Ausschluss dieser nur geringfügig auf 84,3 %. In den Hang- und Tallagen wurden 79,1 % bestimmt, nach Ausschluss der falsch erkannten Bäume 75,4 %. Bei den Laubbäumen konnten 75,5 % des Holzvorrates erkannt werden. Unter Berücksichtigung falsch erkannter Bäume reduziert sich dieser Wert auf 70,2 %.

Damit ergeben sich auch hier nur geringfügige Unterschiede zwischen den beiden Varianten. Auf eine Darstellung der Ergebnisse in Diagrammform und nach Einzelflächen wird deshalb verzichtet.

#### **6.4.5.3 Aufteilung des Holzvolumens nach Durchmesserstufen**

Dazu wurde das Holzvolumen auf die Durchmesserstufen verteilt. Als Grundlage wurden die forstüblichen Stärkeklassen in 5-cm-Stufen verwendet. Das geschah zum einen auf Basis der terrestrischen Messungen, zum anderen auf Basis der Laserscanningdaten. Bei den Laserscanningdaten wurden zwei Fälle unterschieden. Beim ersten wurden nur die richtig erkannten Bäume berücksichtigt, beim zweiten Fall auch die falsch erkannten Bäume. Die Ergebnisse sind in Abbildung 98 bis 100 dargestellt. Bei allen Gruppen fällt auf, dass mittels Laserscanning eine Unterschätzung stattfindet. Je geringer der Durchmesser ist, desto stärker tritt die Unterschätzung der tatsächlich am Boden bestimmten Vorräte zu Tage. Allerdings werden auch die großen Durchmesser über 60 cm unterschätzt.

Andererseits werden die mittleren Durchmesser, insbesondere bei Berücksichtigung der falsch erkannten Bäume, leicht überschätzt. In den Grafiken wurden nur die Ergebnisse der Methode I dargestellt, da diese sich nur unwesentlich von Methode II unterscheiden. Eine Ausnahme bilden nur die Hochlagen, hier ist die Übereinstimmung zwischen Bodenwerten und Methode II besser, so dass in dem betreffenden Diagramm beide Varianten dargestellt sind.

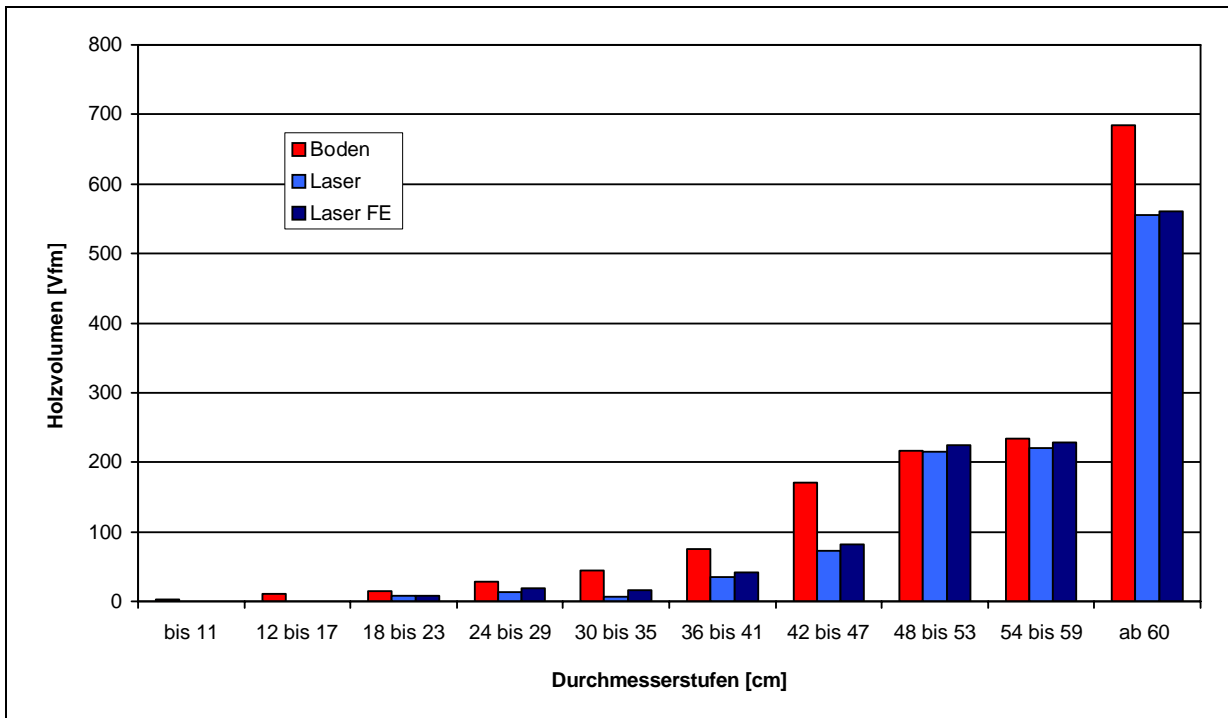


Abbildung 98: Verteilung des Holzvolumens auf Durchmesserstufen bei den Nadelbäume der Tal- und Hanglagen. Boden: Felderhebungen, Laser: aus Laserscanningdaten geschätzte Werte, Laser FE: aus Laserscanningdaten geschätzte Werte einschließlich der falsch erkannten Bäume.

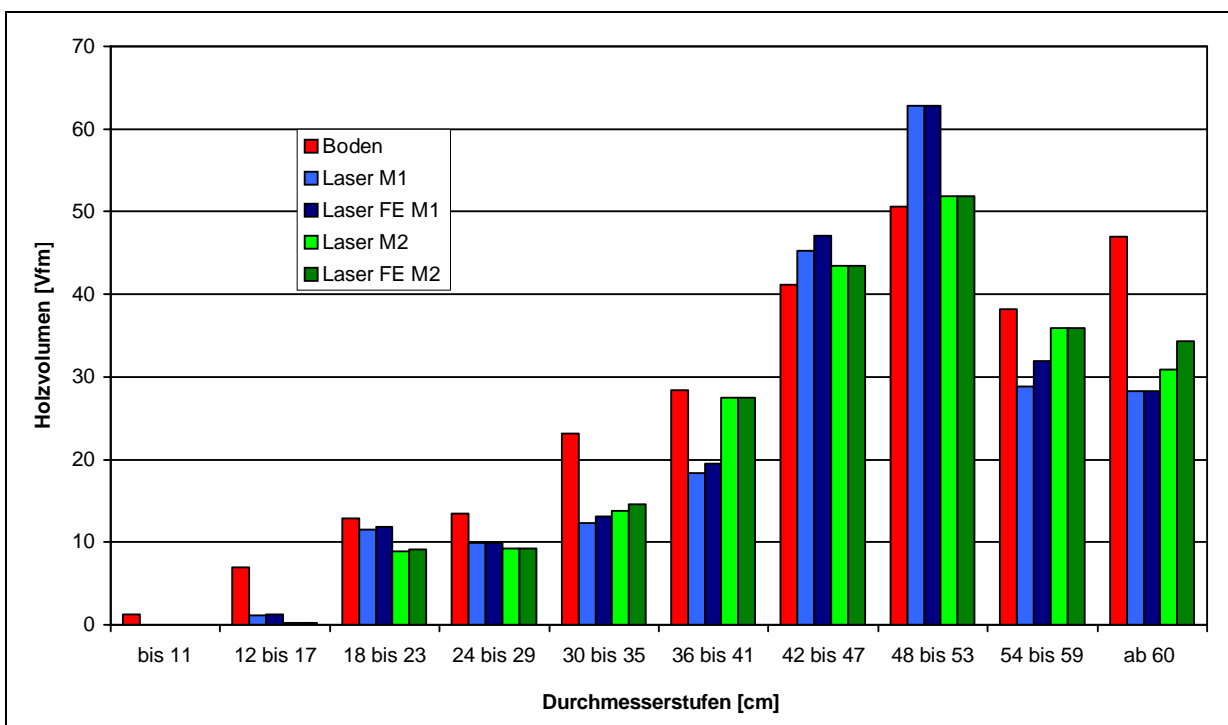


Abbildung 99: Verteilung des Holzvolumens auf Durchmesserstufen bei den Nadelbäumen der Hochlagen. Boden: Felderhebungen, Laser: aus Laserscanningdaten geschätzte Werte, Laser FE: aus Laserscanningdaten geschätzte Werte einschließlich der falsch erkannten Bäume. M1: Volumenbestimmung nach Methode 1, M2: Volumenbestimmung nach Methode 2.

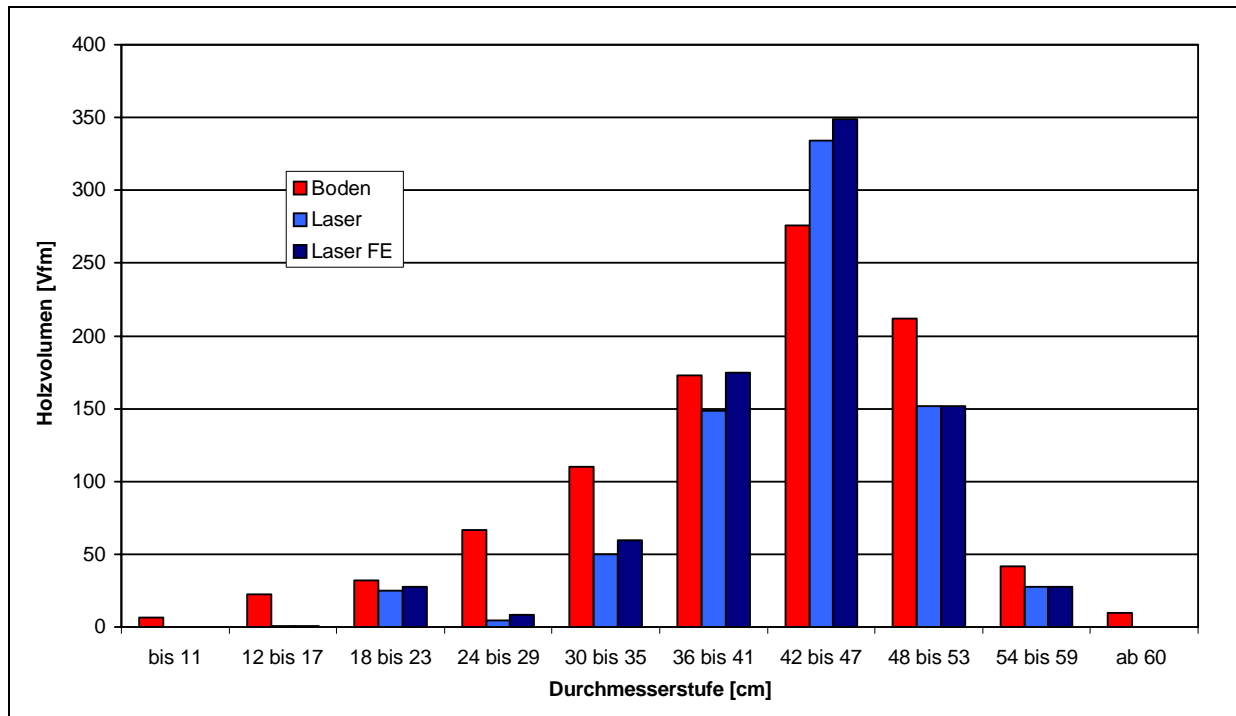


Abbildung 100: Verteilung des Holzvolumens auf Durchmesserstufen bei den Laubbäumen. Boden: Felderhebungen, Laser: aus Laserscanningdaten geschätzte Werte, Laser FE: aus Laserscanningdaten geschätzte Werte einschließlich der falsch erkannten Bäume.

### 6.4.6 Vergleich der beiden Algorithmen

Zur Übersicht sind die wichtigsten Kennwerte der Analysen in Tabelle 65 und Tabelle 66 zusammengestellt. Hinsichtlich der Ergebnisse von Baumhöhe, Kronenradius, Brusthöhendurchmesser und Einzelbaumvolumen im Vergleich zu den terrestrischen Erhebungen unterscheiden sich die beiden Algorithmen im Allgemeinen nur wenig.

So sind die Bestimmtheitsmaße (0,97 – 0,99) und  $VK_{RMS}$ -Werte (3,3 – 4,4 %) bei der Baumhöhenbestimmung für Laubbäume und Nadelbäume nahezu identisch. Bei der Bestimmung des Kronenradius stellt sich die Situation etwas anders dar; hier schneidet der schwedische Algorithmus durchgehend besser ab. Insbesondere die Bestimmtheitsmaße für die Nadelbäume sind hier deutlich besser. Allerdings ist bei beiden Algorithmen eine Überschätzung der kleinen Kronenradien und eine Unterschätzung der großen Kronenradien bei den Laubbäumen festzustellen.

		Baumhöhe		Kronenradius		BHD		Volumen	
		FB	SCH	FB	SCH	FB	SCH	FB	SCH
LBH	$R^2$	0.97	0.97	0.46	0.56	0.82	0.79	0.89	0.87
	$VK_{RMS}$ [%]	4.40	4.30	17.30	16.20	15.70	15.20	35.80	35.10
NDH (Hochlage)	$R^2$	0.99	0.98	0.31	0.55	0.90	0.89	0.94	0.93
	$VK_{RMS}$ [%]	3.00	3.30	12.50	10.30	14.10	12.50	31.50	28.20
NDH (Tal-/Hanglage)	$R^2$	0.98	0.98	0.19	0.45	0.86	0.92	0.91	0.95
	$VK_{RMS}$ [%]	3.40	3.40	16.10	14.50	15.30	11.90	31.90	27.10

Tabelle 65: Ergebnisse von Baumhöhe, Kronenradius, Brusthöhendurchmesser und Einzelbaumvolumen aus Laserscannerdaten im Vergleich zu den terrestrischen Erhebungen. FB: Freiburg, SCH: Schweden.  $VK_{RMS}$ : Variationskoeffizient des RMS-Fehlers.

Hinsichtlich des BHD ist die Abbildungsgüte beider Algorithmen sehr ähnlich. Lediglich bei den Nadelbäumen in den Tal- und Hanglagen schneidet das schwedische Verfahren besser ab.

Für das Einzelbaumvolumen ergibt sich ein ähnliches Bild. Bei den Laubbäumen liefern beide Algorithmen nahezu identische Ergebnisse. Auch bei den Nadelbäumen in den Hochlagen zeigen sich nur geringe Unterschiede zugunsten des schwedischen Algorithmus. Wie schon bei der BHD-Schätzung zeigen sich die größten Unterschiede bei den Nadelbäumen der Tal- und Hanglagen, hier sind die Ergebnisse des schwedischen Algorithmus etwas besser.

Zusammenfassend ist die Genauigkeit beider Algorithmen in etwa gleich. Insbesondere bei Laubbäumen und Nadelbäumen in den Hochlagen sind die Unterschiede marginal. Bei den Nadelbäumen der Tal- und Hanglagen schneidet der schwedische Algorithmus jedoch etwas besser ab.

	Anteil der erkannten Bäume in der Oberschicht		erkannter Anteil am gemessenen Volumen		Anteil des geschätzten Volumens		Anteil der falsch erkannten Bäume	
	FB	SCH	FB	SCH	FB	SCH	FB	SCH
<b>Lbh</b>	65.5	67.7	73.1	82.2	75.3	94.2	5.4	14.3
<b>Ndh hoch</b>	87.3	85.2	85.3	86.1	85.8	86.6	2.7	1.7
<b>Ndh tal-/hang</b>	67.5	86.5	74.0	87.3	79.6	93.9	3.2	7.3

Tabelle 66: Vergleich der beiden Verfahren hinsichtlich dem Anteil der erkannten Bäume in der Oberschicht, dem Anteil des Volumens der erkannten Bäume und dem Anteil des geschätzten Holzvolumens am terrestrisch gemessenen Holzvolumen. FB: Freiburg, SCH: Schweden.

Deutlicher werden die Unterschiede, wenn man die beiden Algorithmen hinsichtlich ihrer Erkennungsraten vergleicht. Während für die Nadelbäume in den Hochlagen beide Algorithmen zu ähnlich guten Ergebnissen kommen, sind die Unterschiede bei den Laub- und insbesondere den Nadelbäumen der Tal- und Hanglagen größer.

Während der Anteil erkannter Oberschichtbäume bei Laubbäumen bei beiden Algorithmen sehr ähnlich ist, konnte mit dem schwedischen Algorithmus ein größerer Anteil des Holzvolumens erkannt werden. Auch der Anteil des geschätzten Volumens ist beim schwedischen Algorithmus deutlich höher. Allerdings relativiert sich dieser Vorteil durch den hohen Anteil falsch erkannter Bäume. Folge der falsch erkannten Bäume ist auch eine stärkere Abweichung der Holzvorratsverteilung nach Durchmesserstufen zwischen dem schwedischen Verfahren und den am Boden ermittelten Werten.

Einen deutlichen Vorteil hat der schwedische Algorithmus bei den Nadelbäumen der Tal- und Hanglagen. Hier konnte dieser mehr Bäume und auch einen höheren Anteil am Holzvolumen detektieren. Auch der Anteil des geschätzten Volumens ist deutlich höher. Dagegen ist der Anteil falsch erkannter Bäume beim Freiburger Algorithmus geringer.

Zusammenfassend können zwar mit dem schwedischen Algorithmus deutlich mehr Bäume erkannt werden. Allerdings ist die Vertrauenswürdigkeit des Freiburger Algorithmus bei den Laubbäumen deutlich besser, da hier weniger falsch erkannte Bäume auftreten.

## 6.4.7 Unterscheidung zwischen Laub- und Nadelbäumen

### 6.4.7.1 Einleitung

Die Unterscheidung der Baumarten ist von großer Bedeutung für Waldinventuren (LOETSCH und HALLER 1973). Zum einen haben die verschiedenen Arten eine unterschiedliche ökologische und ökonomische Bedeutung, zum anderen spielt die Zuordnung eine große Rolle bei der Gruppierung der Daten beispielsweise für die Schätzung von Brusthöhendurchmesser und Einzelstammvolumen. Für die Klassifikation von Baumarten wurden bisher vor allem die Daten optischer Sensoren, das heißt Satelliten- oder Luftbilder genutzt. Während Satellitendaten dabei automatisiert mit statistischen Verfahren analysiert wurden (HOWARD 1991), kam bei Luftbildern vor allem die visuelle Interpretation zum Einsatz. Bei der visuellen Interpretation bereitet die Unterscheidung zwischen Laub- und Nadelbäumen keine größeren Schwierigkeiten. Die Unterscheidung der einzelnen Baumarten ist jedoch nur bedingt möglich. Nur geschulte Interpreten können mit Hilfe großmaßstäbiger Bilder (1: 5000), die artspezifische Merkmale der Krone zeigen, die in Mitteleuropa vorkommenden Nadelbaumarten richtig klassifizieren. Bei den meisten Laubbaumarten liegt die Trefferquote nur bei 80 bis 90 %. Die Lindenarten, die Esche, der Bergahorn und die Hainbuche können auf diese Weise nicht von anderen Laubbaumarten unterschieden werden (HILDERANDT 1996, ANTHONY 1986).

Automatisierte Klassifikationen auf Basis optischer Daten zielten bisher vor allem auf die Abschätzung der dominanten Art je Pixel oder Bestand. Dabei ist aufgrund unterschiedlicher spektraler Eigenschaften zwar eine Trennung von Nadel- und Laubbäumen möglich, eine Trennung innerhalb dieser Gruppen ist jedoch viel schwieriger, da Laub – und Nadelbäume jeweils eine ähnliche Reflexion im nahen Infrarot zeigen (LILLESAND und KIEFER 1999). Erst durch die Entwicklung von Algorithmen zur Einzelbaumerkennung gelang es, eine automatisierte Baumartenerkennung auf dieser Ebene durchzuführen (BRANDBERG 1999, HAARA und HAARALA 2002). Die ersten Versuche, die Baumartenzusammensetzung mit Laserscanningdaten abzuschätzen, wurden ebenfalls auf Bestandesebene durchgeführt. Als Ergebnis kommt TÖMRÄ (2000) zum Schluss, dass die Daten für diese Fragestellung nicht

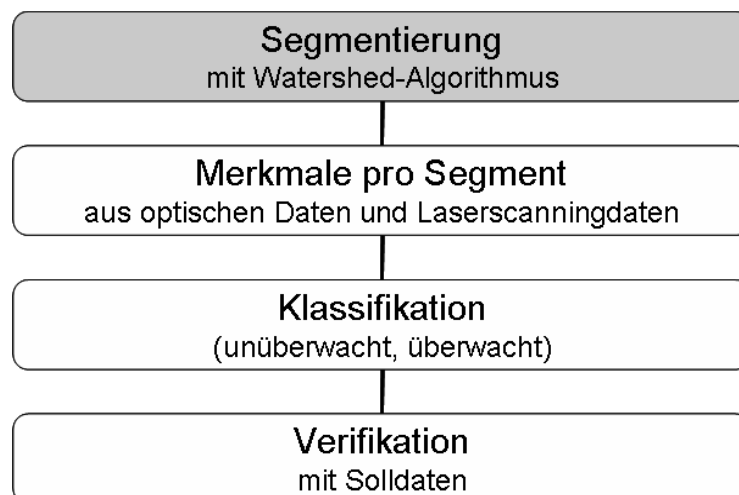


Abbildung 101: Übersicht über die Vorgehensweise zur Klassifizierung von Laub- und Nadelbäumen.

nutzbar sind, deshalb schlägt er vor, auch die Laserscanningdaten auf Einzelbaumebene zu untersuchen. Auf Basis von Kronenpolygonen, die aus Laserscanningdaten abgeleitet wurden, konnten HOLMGREN und PERSSON (2004) die Trennung von Kiefer und Fichte aus Laserscanningdaten zeigen. Durch Kombination von Laserscanningdaten und Farb-Infrarotbildern, gelang es PERSSON et al. (2004) zusätzlich auch Laubbäume zu klassifizieren.

Ziel dieser Untersuchung war es festzustellen, mit welcher Genauigkeit sich Fichten und Buchen in den strukturreichen Mischbeständen des Nationalparks Bayerischer Wald klassifizieren lassen. Dafür wurden sowohl Daten aus Laserscanning als auch digitale Luftbilder verwendet. Insbesondere sollte auch untersucht werden, inwieweit sich verschiedene Texturparameter für die Trennung der Baumarten eignen.

Grundlage für die Unterscheidung zwischen Laub- und Nadelbäumen ist die Segmentierung mit den Watershed-Algorithmen. Die dabei erzeugten Kronenpolygone sind die Objekte, für die verschiedene Merkmale sowohl auf Basis der Laserscanningdaten als auch auf Basis der digitalen Bilder abgeleitet werden. Anschließend wurde eine überwachte und eine nicht überwachte Klassifikation durchgeführt, die mit vorliegenden Referenzdaten aus der terrestrischen Erhebung überprüft wurden (s. Abbildung 101).

#### 6.4.7.2 Material

Für die Untersuchungen wurden die folgenden Referenzflächen verwendet:

21 Lärchenberg:	(Mehrschichtiger Buchen-Fichten- Edellaubbaumbestand)
50 Hochwiesel A:	(Einschichtiger Fichten-Altbestand, Hochlage)
57 Sallerhäng:	(Einschichtiger Fichten-Altbestand, Tal-/Hanglage)
59 Recherau:	(Einschichtiger Fichten-Jungbestand, Tal-/Hanglage)
60 Feistenberg A:	(Zweischichtiger Buchen- Edellaubbaum-Altbestand)
61 Feistenberg B:	(Zweischichtiger Buchen-Fichten-Edellaubbaum-Altbestand)
65 Diensthütte:	(Zweischichtiger Buchen-Edellaubbaum-Fichten-Altbestand)

Eine detaillierte Beschreibung der Bestände befindet sich in der Anlage zu dieser Arbeit.

Grundlage für die Berechnungen der verschiedenen Merkmale waren die Kronenpolygone, die mit Hilfe des schwedischen Algorithmus (s. Abschnitt 6.4.4) aus den Daten der Sommerbefliegung des TopoSys-Laserscanners berechnet wurden. Zusätzlich wurden das DTM aus der Winterbefliegung sowie die Rohdaten aus den Laserbefliegungen verwendet.

Die Orthophotos wurden mit der Software ImageStation OrthoPro™ berechnet. Grundlage waren die DMC-Bilder aus der Befliegung im Jahr 2004. Zur Orthophotoberechnung wurde das digitale Oberflächenmodell aus der Laserscannerbefliegung im September 2002 verwendet. Als Interpolationsmethode wurde „bikubisch“ gewählt. Dabei ergibt sich der neue Grauwert aus dem gewichteten Mittel der 16 Nachbargrauwerte. Dabei traten zum Teil „Wischeffekte“ auf, was darauf zurückzuführen ist, dass in diesen Bereichen das Laser-DSM die Waldoberfläche nur unzureichend wiedergibt. Eine Ursache dafür kann in der zeitlichen Differenz von zwei Jahren zwischen der Laser- und der DMC-Befliegung gesucht werden. In diesem Zeitraum können einzelne Bäume vom Wind geworfen oder aufgrund von Borkenkäferbefall abgestorben sein. Eine weitere Fehlerquelle sind auch Totholzbereiche, in denen das Laserscanning DSM-Fehler aufweist.



### 6.4.7.3 Methodisches Vorgehen

#### 6.4.7.3.1 Berechnung von statistischen Parametern für die Kronenpolygone

##### 6.4.7.3.1.1 Merkmale aus den digitalen Bildern

###### 6.4.7.3.1.1.1 Schattenabschwächung mittels eines Chromaticity Filters

Eine Schwierigkeit für die Klassifikation von dreidimensionalen Objekten, die sich über mehrere Pixel erstrecken, ist die unterschiedliche Beleuchtung in den direkt besonnten und den abgeschatteten Bereichen einer Baumkrone. Dadurch entstehen große Intensitätsunterschiede innerhalb eines Segments, die zu Fehlklassifikationen führen können. Um diesen Effekt zu vermindern, empfehlen QUACKENBUSH et al. (2000) die Anwendung eines „chromaticity Filters“, der die Intensität der einzelnen Kanäle angleicht. Um den Einfluss dieses Filters auf die Ergebnisse abzuschätzen, wurden die nachfolgenden Metriken jeweils mit und ohne Filterung berechnet.

$$b_{1out} = \frac{b_1}{\sqrt{b_1^2 + b_2^2 + b_3^2}}$$

$$b_{2out} = \frac{b_2}{\sqrt{b_1^2 + b_2^2 + b_3^2}}$$

$$b_{3out} = \frac{b_3}{\sqrt{b_1^2 + b_2^2 + b_3^2}}$$

Gleichung 39

mit

$b_1, b_2, b_3$  Intensitätswerte der Eingangskanäle

$b_{1out}, b_{2out}, b_{3out}$  Intensitätswerte der gefilterten Kanäle

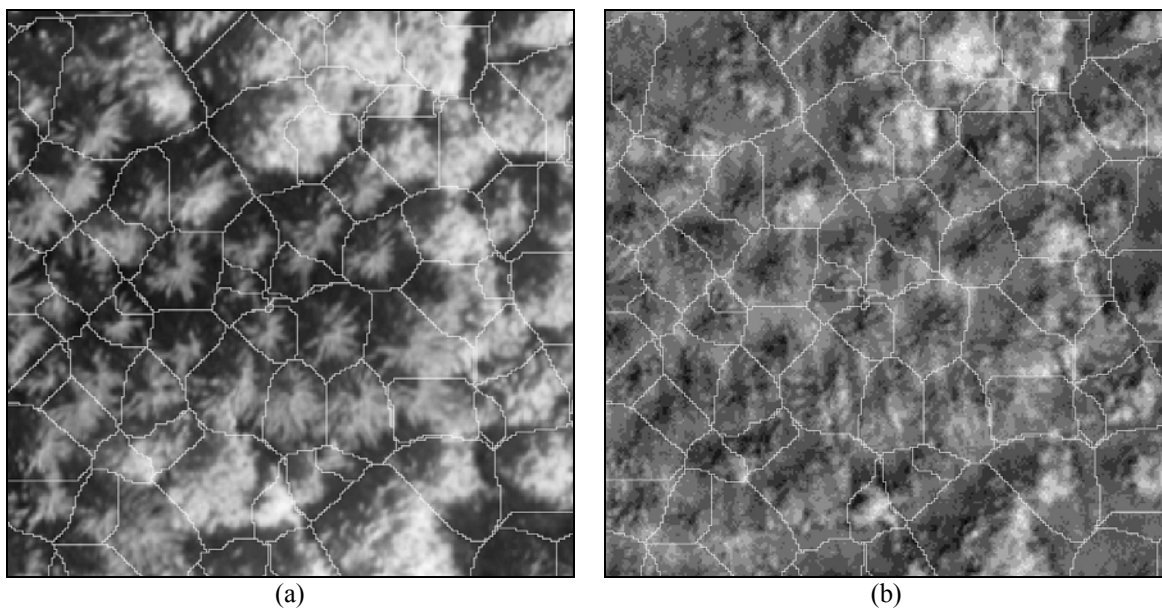


Abbildung 102: Ungefiltertes (a) und gefiltertes (b) Orthophoto mit Kronenpolygonen

### 6.4.7.3.1.1.2 Mittlerer Grauwert

Aus den DMC-Bildern wurden für jedes Kronenpolygon die mittleren Grauwerte der Kanäle Rot, Grün und nahes Infrarot abgeleitet. Entsprechend den Erfahrungen von PERSSON et al. (2004) wurden dabei nur die 30 Prozent hellsten Pixel jedes Kronenpolygons einbezogen. Dadurch kann zum einen der Einfluss unterschiedlicher Beleuchtung auf die Mittelwerte innerhalb eines Kronenpolygons minimiert werden, zum anderen werden dadurch auch Fehler bei der Segmentierung an der Grenze der Kronenpolygone ausgeglichen. Hier kommt es insbesondere bei Nadelbäumen vor, dass Bodenpixel in die Kronen einbezogen werden, so dass die Mittelwerte verändert werden.

$$m_i = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n g_i$$

Gleichung 40

mit

m	Mittlerer Grauwert eines Kronenpolygons
n	Anzahl Pixel im Kronenpolygon i
g	Grauwert eines Pixels
i	Index des Kronenpolygons

### 6.4.7.3.1.1.3 Texturen

Unter Textur versteht man ein Muster (in bestimmter, regelmäßiger Weise auftretende Helligkeitsunterschiede), das durch räumliche Verteilung von Farbvariationen innerhalb kleiner Bildbereiche entsteht. Beispielsweise fällt bei der Betrachtung von Nadelbäumen auf einem Luftbild auf, dass diese überwiegend eine sternförmige Textur mit starken Kontrasten aufweisen, Laubbäume hingegen besitzen meist eine sehr homogene Grauwertverteilung.

Es werden Texturparameter 1. und 2. Ordnung unterschieden:

#### 6.4.7.3.1.1.3.1 Texturparameter erster Ordnung:

Diese werden aus den Grauwerten des Ausgangsbildes hergeleitet und berücksichtigen keine Nachbarschaftsbeziehungen. Die Texturwerte wurden für jedes Pixel aus einer 5\*5 Pixelmatrix des Orthophotos abgeleitet. Folgende Texturparameter erster Ordnung wurden berechnet:

#### Mean

Wert der mittleren Intensität

$$m = \sum_{i=0}^{L-1} z_i p(z_i)$$

Gleichung 41

#### Standard deviation

Wert des mittleren Kontrasts

$$\sigma = \sqrt{\mu_2(z)} = \sqrt{\sigma^2}$$

Gleichung 42

### Smoothness

Wert der relativen Glätte der Intensität eines Bereichs, R ist 0 für ein Gebiet mit konstanter Intensität und 1 für Gebiete mit großer Intensitätsabweichung

$$R = 1 - \frac{1}{(1 + \sigma^2)}$$

Gleichung 43

### Third moment

Wert für die Schiefe des Histogramms

$$\mu_3 = \sum_{i=0}^{L-1} (z_i - m)^3 p(z_i)$$

Gleichung 44

m = 0    symmetrisches Histogramm  
 $\mu > 0$     rechtsverzerrtes Histogramm  
 $\mu < 0$     linksverzerrtes Histogramm

### Uniformity

Wert für die Gleichheit. Die Uniformity ist maximal, wenn alle Grauwerte gleich sind

$$U = \sum_{i=0}^{L-1} p^2(z_i)$$

Gleichung 45

### Entropy

Wert der Zufälligkeit der Grauwerte

$$e = - \sum_{i=0}^{L-1} p(z_i) \log_2 p(z_i)$$

Gleichung 46

$z_i$         zufällige Variable, die die Intensität angibt  
 $p(z)$      Histogramm der Intensitätswerte einer Region  
L         Anzahl der möglichen Intensitätswerte  
 $\mu_2(z)$     Second Moment =  $\sigma^2$  (Varianz)

#### 6.4.7.3.1.1.3.2 Texturparameter zweiter Ordnung

Diese Texturparameter werden aus einer Grauwertübergangsmatrix (=Grey-level-Co-occurrence-Matrix (GLCM)) abgeleitet, die auf der Schätzung von bedingten Wahrscheinlichkeitsfunktionen beruht. Die relativen Häufigkeiten des Auftretens einer Grauwertkombination werden in einer symmetrischen Matrix berechnet und sind Funktion zwischen Winkel und Distanz benachbarter Grauwerte (HARLIK et al. 1973). Dazu wurde für eine 5\*5 Pixelmatrix des Orthophotos eine GLCM berechnet, aus der dann für jedes Pixel ein spezifischer Texturwert abgeleitet wurde. Folgende Texturparameter zweiter Ordnung wurden berechnet.

### Contrast

Wert für den Helligkeitsunterschied zwischen einem Pixel und seinem Nachbar

$$K = \sum_{i,j} |i - j|^2 p(i, j)$$

Gleichung 47

K = 0    konstantes (einfarbiges) Bild  
K = 1    höchster Kontrast

## Correlation

Statistischer Wert für die Abhängigkeit der Pixel eines Bildes

$$C = \sum_{i,j} \frac{(i - \mu_i)(j - \mu_j)\bar{p}(i, j)}{\sigma_i \sigma_j}$$

+1      100 Prozent positive Korrelation  
 -1      100 Prozent negative Korrelation

Gleichung 48

## Energy

Summe der quadrierten Elemente der GLCM

$$E = \sum_{i,j} p(i, j)^2$$

E = 1      konstantes Bild (Bereich [0 1])

Gleichung 49

## Homogeneity

Wert der Dichteverteilung der Werte in der GLCM zur GLCM-Diagonalen

$$H = \sum_{i,j} \frac{p(i, j)}{1 + |i - j|}$$

H = 1      diagonale GLCM (Bereich [0 1])  
 mit  
 p(i,j)      normierte Häufigkeit

Gleichung 50

### 6.4.7.3.1.2 Laser-Metriken

Die im nachfolgenden beschriebenen Laser-Metriken wurden sowohl für Daten aus der Sommer- und der Winterbefliegung, als auch für die Kombination aus beiden Befliegungen berechnet. Um den Einfluss eines möglichen Unter- und Zwischenstandes auf die Ergebnisse zu untersuchen, wurden die Berechnungen für die gesamte Baumhöhe (0 - 100%) und für den oberen Kronenbereich (50 - 100%) durchgeführt.

#### 6.4.7.3.1.2.1 Höhenbezogene Metriken

### Baumhöhe

Die Baumhöhe innerhalb eines Kronenpolygons wird als Differenz aus dem höchsten First Pulse Punkt und der mittleren Bodenhöhe aus dem DTM berechnet.

$$h_{meanDGM} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n h_{DGM}(i)$$

Gleichung 51

$$h = h_{max} - h_{meanDGM}$$

Gleichung 52

### Standardabweichung

Die Standardabweichung wurde aus allen Laserscanningpunkten eines Kronenpolygons, also auf die gesamte Baumhöhe, bezogen und für die First- und Last Pulse Daten getrennt berechnet.

$$s = \sqrt{\frac{[vv]}{n-1}} \quad \text{Gleichung 53}$$

### Relative Höhenperzentile

Dazu sortiert man alle Punkte innerhalb eines Segments entsprechend ihrer Höhe. Der Parameter entspricht dann der relativen Höhe des Laserscanningpunktes an der 10 %ten, 20 %ten... 90%ten Stelle der Gesamtpunktzahl. Diese Variablen beziehen sich also auf einen bestimmten Höhenwert und nicht wie bei den dichteabhängigen Variablen auf einen bestimmten Höhenbereich. Weil die Verteilung der Messwerte innerhalb eines Baumes nicht linear ist, sind die Höhendifferenzen zwischen den einzelnen Parametern nicht gleich groß, sondern werden je nach Dichte der Krone nach oben hin immer kleiner. Im Gegensatz zu NAESSET (2003) wird dieser Wert hier nicht absolut, sondern relativ zur Baumhöhe in Prozent angegeben, um die Parameter bei verschiedenen hohen Bäumen zu vergleichen.

$$hp_i = \frac{h(i \cdot N/10)}{H} \cdot 100 \quad \text{Gleichung 54}$$

mit

h	Höhe des Messwertes
H	Baumhöhe
N	Anzahl der Messwerte im Kronenpolygon
i	Index der Variable

### Mittlere Höhe

Zusätzlich wird noch der Mittelwert  $h_{\text{mitt}}$  aus den höhenbezogenen Variablen berechnet.

$$h_{\text{mitt}} = \frac{1}{n} \sum_i^n hp_i = \frac{1}{9} \sum hp_i \quad \text{Gleichung 55}$$

mit

h	Höhe des Messwertes
H	Baumhöhe
N	Anzahl der Messwerte im Kronenpolygon
i	Index der Variablen

#### 6.4.7.3.1.2.2 Dichtebezogene Metriken

##### Dichte der vertikalen Schichten

Zur Berechnung dieser Metriken wird die Baumhöhe in zehn gleich hohe Höhengschichten unterteilt. Durch Zählen der Messwerte innerhalb der jeweiligen Höhengschicht wird anschließend der prozentuale Anteil der Messwerte je Höhengschicht an der Gesamtpunktzahl berechnet. Die Berechnung erfolgt für First Pulse und Last Pulse Punkte getrennt. Da die Parameter in Prozent angegeben werden, lassen diese sich auch mit den Parametern anderer Bäume mit unterschiedlicher Höhe vergleichen. Die Berechnung erfolgt damit in Anlehnung an NAESSET (2003), unterscheidet sich von diesem darin, dass hier jede Höhengschicht einzeln

betrachtet wurde, NAESSET jedoch die Werte von der obersten Höhenschicht an nach unten aufsummierte.

$$d_i = \frac{\text{Punkte} \in \{H(i-1); H(i)\}}{\text{GesamtzahlPunkte}}$$

Gleichung 56

mit

H Baumhöhe

i Index der Höhenschicht

### 6.4.7.3.2 Klassifikation

Ziel der Klassifikation ist es, Objekte aufgrund ihrer Eigenschaften bestimmten Gruppen zuzuordnen. Dabei sollten die die Objekte innerhalb einer Gruppe eine möglichst hohe Ähnlichkeit aufweisen, während sich die Objekte verschiedener Gruppen möglichst deutlich unterscheiden. Dazu werden die Objekte die sich sehr ähnlich sind zu Gruppen zusammengefasst. Als Eigenschaften der Objekte (Kronenpolygone) wurden die im vorherigen Abschnitt beschriebenen Lasermetriken, Texturparameter und Grauwerte verwendet.

Anschließend werden diese Eigenschaften in einem Merkmalsraum aufgetragen, dessen Dimension durch die Länge des Merkmalsvektors, also die Anzahl der Merkmale je Objekt, gegeben ist. Prinzipiell unterscheidet man zwischen unüberwachter und überwachter Klassifikation. Bei einer unüberwachten Klassifikation wird versucht, aus der Gesamtheit der Objekte zusammengehörende Gruppen (Cluster) zu finden, während diese bei der überwachten Klassifikation aus einem definierten Trainingsdatensatz vorgegeben werden.

#### 6.4.7.3.2.1 Unüberwachte Klassifikation mit einer Clusterzentrenanalyse (k-means)

Mit einer unüberwachten Klassifikation werden die Objekte in eine Anzahl von Klassen mit ähnlichen Eigenschaften unterteilt. Dabei sind keine Vorinformationen über diese Klassen notwendig, so dass auch keine Trainingsdaten benötigt werden. Die inhaltliche Bedeutung der Cluster wird nachträglich durch Interpretation bestimmt. Daher eignet sich dieses Verfahren besonders dann, wenn a priori keine Informationen über das Datenmaterial vorliegen und geprüft werden soll, ob die Trennung der gewünschten Klassen überhaupt möglich ist (ALBERTS 2001).

Man unterscheidet grundsätzlich zwischen anhäufende und teilende Verfahren. Beim anhäufenden Verfahren werden einzelne Objekte iterativ zu Clustern zusammengefasst, beim teilenden Verfahren wird eine große Gruppe iterativ zerlegt. Die verwendete Clusterzentrenanalyse ist ein anhäufendes Verfahren, bei dem die Anzahl der gewünschten Cluster und Iterationen vorgegeben werden muss. Die einzelnen Objekte werden dem Clusterzentrum zugeordnet, zu dem sie die geringste euklidische Distanz aufweisen. Das Verfahren läuft in vier Schritten ab:

1. zufällige Auswahl von Clusterzentren (Anzahl vorgegeben)
2. Zuordnung der einzelnen Objekte mittels „Minimum Distance“ zu den Clusterzentren
3. Neuberechnung der Clusterzentren aus den zugeordneten Objekten
4. Iteration der Schritte 2 und 3

Die Clusterbildung erfolgte aus allen 4300 Kronenpolygonen der sechs Testflächen. Diese Zahl variierte aufgrund des Berechnungsbereichs der statistischen Parameter aus den Laserscanningdaten geringfügig. Es sollten zwei Cluster (Laubbäume/Nadelbäume) gefunden werden. Nachdem 50 Iterationen sich als nicht stabil erwiesen, wurde mit 100 Iterationen gearbeitet; bei unmerklich höherem Rechenaufwand traten keine Streuungen der Ergebnisse mehr auf. Die Verifikation erfolgte anhand der Kronenpolygone, für die Bodendaten vorlagen.

#### **6.4.7.3.2 Überwachte Klassifikation**

Bei der überwachten Klassifikation benötigt man für jede Klasse Solldaten aus einem Trainingsdatensatz. Als Trainingsdatensatz können auch die Ergebnisse aus einer unüberwachten Klassifikation verwendet werden. Bei diesem Verfahren werden die Cluster mit Hilfe der Trainingsdaten abgeleitet. Die übrigen Objekte können dann zum Beispiel über den geringsten Abstand zu einem Clusterzentrum (Minimum Distance) oder mit der größten Zugehörigkeitswahrscheinlichkeit (Maximum Likelihood) zu einem der Cluster zugeordnet werden. Die Berechnungen wurden mit dem Bayes Normal Klassifikationsalgorithmus durchgeführt.

#### **6.4.7.3.3 Korrelationsanalyse**

In die Klassifikationen sollten nur Merkmale eingehen, die nicht stark miteinander korrelieren. Dazu wurden Korrelationsuntersuchungen durchgeführt. Wiesen zwei Merkmale einen Korrelationskoeffizient von über 0,85 auf ging nur ein Merkmal in die Klassifikation mit ein. Bei den optischen Merkmalen korrelieren insbesondere die mittleren Grauwerte in den Kanälen IR, R und G, sowie der Texturparameter Mean. Aber auch die Texturparameter erster und zweiter Ordnung korrelieren stark. Bei den Lasermetriken konnten keine hohen Korrelationen festgestellt werden. Eine Ausnahme bildeten nur die höhenabhängigen Variablen mit der mittleren Höhe.

### **6.4.7.4 Ergebnisse**

#### **6.4.7.4.1 Unüberwachte Klassifikation mittels Clusterzentrenanalyse (k-means)**

##### **Optische Merkmale**

In Tabelle 67 sind die Klassifikationsergebnisse für die Parameter aus optischen Daten des ungefilterten und des gefilterten Orthophotos zusammengestellt.

Die erzielten Klassifikationsgenauigkeiten auf Basis gefilterter Bilder ist bei zehn Metriken besser als bei ungefilterten. Bei vier Metriken ist sie besser aus den ungefilterten Bildern. Der Unterschied zwischen beiden Varianten ist jedoch meist nicht besonders groß. Auffällig ist das ungewöhnlich schlechte Ergebnis, das mit dem mittleren Grauwert des nahen Infrarots aus dem ungefilterten Orthophoto erzielt wurde. Die beiden Baumarten Buche und Fichte sind hier sehr unterschiedlich genau klassifiziert. Die aus dem gefilterten Bild erreichte Genauigkeit ist hingegen mit 90,4 Prozent sehr gut.

Merkmal	Laubbäume [%]		Nadelbäume [%]		Gesamt [%]	
	ungefiltert	gefiltert	ungefiltert	gefiltert	ungefiltert	gefiltert
IR, R, G	83	81	95	94	90.4	89.2
IR	<b>100</b>	78	35	<b>98</b>	40.8	<b>90.4</b>
R	79	79	<b>98</b>	94	<b>91.1</b>	88.5
G	83	83	96	87	<b>91.1</b>	85.4
Mean	88	86	84	89	85.4	87.9
Std. dev.	81	84	78	82	79.0	82.8
Smooth	90	<b>91</b>	62	69	72.0	77.1
3rd moment	50	45	91	70	75.8	60.5
Uniformity	47	66	87	91	72.0	81.5
Entropy	62	79	83	85	75.2	82.8
Contrast	60	74	49	85	53.5	80.9
Correlation	62	79	82	83	74.5	81.5
Energy	72	81	78	80	75.8	80.3
Homogeneity	84	84	55	72	65.6	76.4

Tabelle 67: Klassifikationsergebnisse der optischen Daten aus gefilterten und ungefilterten Bildern auf die 30 Prozent hellsten Pixel bezogen

Insgesamt konnten bei der Verwendung der mittleren Grauwerte der Kanäle mit etwa 90 % die besten Ergebnisse erzielt werden. Die Klassifikationsgenauigkeit, die mit den Texturparametern erreicht werden konnte, lag z. T. erheblich darunter.

Im nächsten Schritt wurde untersucht, ob die mit dem nahem Infrarot erreichte Genauigkeit durch die Kombination mit Texturparametern noch gesteigert werden kann. Dazu wurden jeweils die Texturparameter mit dem besten Klassifikationsergebnis hinzugenommen. Obwohl „Mean“ alleine gesehen der Texturparameter mit der besten Klassifikationsgenauigkeit ist, wurde durch ihn keine Verbesserung des Ergebnisses erzielt. Dies liegt vermutlich an der hohen Korrelation von „Mean“ mit dem mittleren Grauwert des nahen Infrarot. Auch der Parameter „Entropy“ verschlechtert das Ergebnis mit über 4 % deutlich. Der Parameter „Standard deviation“ erreicht mit 82,8 % zwar eine wesentlich schlechtere Klassifikationsgenauigkeit als das nahe Infrarot, trotzdem verbessert diese Kombination beider Metriken das Ergebnis leicht. Wichtig ist hier hervorzuheben, dass sowohl die Klasse Laubbäume als auch die Klasse Nadelbäume jetzt eine ähnlich hohe Klassifikationsgenauigkeit aufweisen. Dies führt zu stabileren Ergebnissen.

Merkmal	Laubbäume [%]	Nadelbäume [%]	Gesamt [%]
IR + Mean	84	91	88.5
IR + Std. dev.	88	93	91.1
IR + Entropy	81	89	86.0

Tabelle 68: Klassifikationsergebnisse ausgewählter Kombinationen optischer Daten aus gefiltertem Bild auf die 30 Prozent hellsten Pixel bezogen

### Lasermetriken

Aus den Daten der Sommerbefliegung konnte eine Klassifikationsgenauigkeit von bis zu 80,9 Prozent erreicht werden. Damit ist dieses Ergebnis deutlich schlechter als die nur aus optischen Daten erzielten Werte. Bis auf die Standardabweichung konnte mit allen Metriken ein ähnlich gutes Ergebnis erzielt werden, die Klassifikationsgenauigkeit schwankte nur in einem Bereich von 77,7 bis 80,9 %. Allerdings konnte bei Einbeziehung aller Variablen eine etwa gleich gute Klassifikationsgenauigkeit von Laub- und Nadelbäumen erreicht werden.



Metrik	Bereich [in % der Baumhöhe]	Laubbäume [%]		Nadelbäume [%]		Gesamt [%]	
		Sommer	Winter	Sommer	Winter	Sommer	Winter
Alle Variablen	0-100	81	98	77	96	78.3	96.6
	50-100	74	90	74	99	73.9	97.0
dichteabhängige Variablen	0-100	69	63	88	93	80.9	82.2
	50-100	59	95	87	70	76.4	75.2
höhenabhängige Variablen	0-100	84	98	74	93	77.7	94.5
	50-100	81	85	69	74	73.2	76.2
Standard- abweichung	0-100	62	98	74	83	69.4	88.4
	50-100	69	95	60	79	63.1	82.2
h <sub>mean</sub>	0-100	86	98	74	85	78.3	89.7
	50-100	81	85	66	74	71.3	76.2

Tabelle 69: Klassifikationsergebnisse aus Laserscanningdaten der Sommer- und der Winterbefliegung

Die Berechnung der Parameter für die gesamte Baumhöhe (Bereich 0 bis 100 Prozent der Baumhöhe) brachte in fast allen Fällen ein deutlich besseres Ergebnis als ein Bezug auf die obere Hälfte der Bäume (Bereich 50 bis 100 % der Baumhöhe).

Aus den Daten der Winterbefliegung konnten Klassifikationsgenauigkeiten zwischen 88 und 97 % erreicht werden. Damit ist dieses Ergebnis deutlich besser als das nur aus optischen Daten erzielte. Das beste Resultat konnte im Gegensatz zur Sommerbefliegung mit den höhenabhängigen Variablen erreicht werden. Noch besser war die Klassifikationsgenauigkeit, wenn alle Variablen kombiniert wurden.

Die Berechnung für die gesamte Baumhöhe hatte für alle Einzelparameter die besten Ergebnisse zur Folge. Nur bei Kombination aller Variablen brachte ein Bezug auf die oberen 50 % der Baumhöhe ein etwas besseres Ergebnis.

### Laser Metriken und nahes Infrarot

Im letzten Schritt wurde noch untersucht, wie sich die Kombination der statistischen Parameter mit dem mittleren Grauwert des Kanals nahes Infrarot auf das Klassifikationsergebnis auswirkt.

Die Kombination von nahem Infrarot und den statistischen Parametern der Sommerbefliegung brachte nur minimale Verbesserungen in der Größenordnung von ca. 1 Prozent. Dies liegt vermutlich daran, dass von den statistischen Parametern immer mindestens drei Werte als Merkmale Eingang finden. Dadurch wird der Parameter nahes Infrarot nur schwach gewichtet.

Metrik	Bereich [in % der Baumhöhe]	Buche [%]	Fichte [%]	Gesamt [%]
IR + Lasermetriken der Sommerbefliegung	0-100	81	77	78,3
	50-100	74	75	74,5

Tabelle 70: Klassifikationsergebnisse aus nahem Infrarot (gefiltert, 30 Prozent) und den Laserscanningdaten der Sommerbefliegung

Die Kombination von nahem Infrarot und den statistischen Parametern der Winterbefliegung brachte keine Änderung der Klassifikationsergebnisse. Dies liegt einerseits an dem schon sehr guten Ergebnis, andererseits an der höheren Gewichtung der statistischen Parameter, die mit einer wesentlich größeren Anzahl in die Klassifikation Eingang finden als das nahe Infrarot.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass mit einer Kombination der statistischen Parameter mit dem nahen Infrarot keine Verbesserung erzielt werden kann. An dem schlechten Ergebnis aus den statistischen Parametern der Sommerbefliegung ändert sich dadurch nur wenig. Die Klassifikation aus statistischen Parametern der Winterbefliegung bleibt weiterhin die Methode mit den genauesten Ergebnissen.

#### 6.4.7.4.2 Überwachte Klassifikation

Für eine überwachte Klassifikation ist eine sorgfältige Auswahl der Trainingsdaten unverzichtbar. Diese werden mittels eines Trainingsdatenvektors an den Classifier übergeben, der aus diesen die Zugehörigkeitswahrscheinlichkeit zu bestimmten Clustern berechnet und den Datensatz klassifiziert. Weil die Cluster nur aus den Trainingsdaten gerechnet werden, wurde diese Untersuchung nur mit den 157 Kronenpolygonen aus den sechs Testflächen durchgeführt, für die auch terrestrische Daten zur Verfügung standen.

Vergleicht man die Klassifikationsergebnisse in Tabelle 71 mit den Ergebnissen aus der unüberwachten Klassifikation, so fällt auf, dass größtenteils gleiche oder sehr ähnliche Ergebnisse erzielt wurden. So lagen die Klassifikationsergebnisse bei den optischen Daten ebenfalls bei etwa 90 %; auch aus den Laserdaten der Winterbefliegung konnte eine Genauigkeit von etwa 97 % erreicht werden. Einen Vorteil brachte die überwachte Klassifikation bei den Laserdaten aus der Sommerbefliegung; hier konnte die Klassifikationsgenauigkeit gegenüber der nicht überwachten Klassifikation um bis zu 10 % auf 87 % verbessert werden.

Allerdings hängt das Ergebnis sehr stark von der Auswahl der Trainingsdaten ab. Gegenüber dem einfachen und stabilen Verfahren der unüberwachten Klassifikation können die Ergebnisse durch eine überwachte Klassifikation nur in wenigen Fällen und mit vielfach höherem Aufwand verbessert werden.

<b>Metriken</b>	<b>Bereich</b> [in % der Baumhöhe]	<b>Buche</b> [%]	<b>Fichte</b> [%]	<b>Gesamt</b> [%]
IR, R, G	-	74	96	89,0
IR + Std. dev.	-	78	96	90,1
Alle Lasermetriken Sommer	0-100	72	95	87,4
IR + alle Lasermetriken Sommer	0-100	72	95	87,4
Alle Lasermetriken Winter	0-100	92	99	96,6
IR + alle Lasermetriken Winter	0-100	100	97	97,4
Alle Lasermetriken Sommer und Winter	0-100	98	99	98,4
IR + Alle Lasermetriken Sommer und Winter	0-100	98	97	97,3

Tabelle 71: Klassifikationsergebnisse aus überwachten Klassifikationen mit verschiedenen Parameterkombinationen

## 6.4.8 Diskussion

Diese Resultate zeigen deutlich, wie gut Laserscanningdaten für das Erkennen und die Parameterableitung von Einzelbäumen geeignet sind. In diese Studie wurden die Waldgesellschaften aller Höhenzonen mit einbezogen, von einfachen, nur aus einer Baumart zusammengesetzten einschichtigen Beständen der subalpinen Stufe, bis hin zu sehr komplexen, mehrschichtigen Mischbeständen des Bergmischwaldes.

### Baumerkennung

Obwohl der Anteil der insgesamt erkannten Bäume mit 38,7 % (Freiburg) und 45,4 % (Schweden) relativ gering erscheint, muss doch berücksichtigt werden, dass es sich bei den nicht erkannten Bäumen meist um kleine Bäume des Unter- und Zwischenstandes handelt. Aus ökonomischen Gesichtspunkten sind diese Bäume jedoch nur von geringer Bedeutung. Die Bäume der Oberschicht enthalten das meiste und wertvollste Holz. In dieser Bestandesschicht reicht die Erkennungsrate von 40 % in Jungbeständen bis zu mehr als 90 % in Altbeständen. Im Schnitt wurden 68,9 % (Freiburg) bzw. 76,8 % (Schweden) dieser Bäume erkannt. Die wesentlichen Faktoren, die die Erkennungsrate beeinflussen, sind - wie zu erwarten - die Baumhöhe und der Abstand zum nächsten Baum in der Oberschicht. Mit Hilfe einer logistischen Regression war es möglich, mit einer Wahrscheinlichkeit von 87 % vorherzusagen, ob ein Baum erkannt werden kann oder nicht. Während die Unterschiede zwischen Laub- und Nadelbäumen bei dem Freiburger Algorithmus vernachlässigbar waren, konnten mit dem schwedischen Algorithmus deutlich mehr Nadelbäume erkannt werden. Im Vergleich dazu konnten WEINACKER et al. (2004) zwar 87 % der Nadelbäume, aber nur 50 % der Laubbäume erkennen. Auch LECKIE et al. (2003b) konnten in Douglasienbestände aus Laserscanningdaten 80 % der visuell delinierten Bäume erkennen. PERSSON et al. (2002) erreichten ebenfalls Erkennungsraten zwischen 80 und 90 %.

Da die Oberschichtbäume auch den überwiegenden Teil des Holzvorrates umfassen, konnte hiervon ein noch größerer Anteil erkannt werden. So wurden im Durchschnitt 74,7 % (Freiburg) bzw. 85,2 % (Schweden) des gesamten Holzvolumens entdeckt. Im Vergleich dazu waren die Ergebnisse von PERSSON et al. (2002) mit 91 % auch hier etwas besser.

Damit unterschätzen die verwendeten Algorithmen die Anzahl der Bäume. Jedoch ist die Vertrauenswürdigkeit der Ergebnisse beider Algorithmen unterschiedlich gut. Während beim Freiburger Algorithmus nur 2,9 % der erkannten Bäume falsch erkannte Bäume sind, waren es beim schwedischen 5,4 %. Grund dafür ist vor allem eine Übersegmentierung bei Laubbäumen, die vor allem in drei Beständen auftrat (Abbildung 103). Während Nadelbäume meist konisch zulaufen und nur einen Wipfel besitzen, zeigen Laubbäume meist eine rundliche Kronenform und weisen z.T. mehrere Wipfel oder Steiläste auf. Insbesondere freigestellte Buchen haben meist keine kompakte Kronenstruktur, da einzelne Äste weit aus der Krone herausragen können, was dann eine Übersegmentierung zur Folge haben kann (Abbildung 104). Beim Freiburger Algorithmus trat dieses Problem praktisch nicht auf, da hier ein Mindestabstand zwischen Bäumen in Abhängigkeit von der Baumhöhe implementiert ist. Trotzdem war die Erkennungsrate bei den Laubbäumen schlechter als bei den Nadelbäumen. Interessant sind in diesem Zusammenhang auch die Ergebnisse von BRANDTBERG et al. (2003), die einen Laubbaumbestand im Winter untersuchten. Dabei stellten sie fest, dass die Segmentierung bessere Ergebnisse erbrachte als im Sommer.

Neben einer Verbesserung der Algorithmik sollte aber auch eine höhere Messpunktdichte, bzw. eine gleichmäßigere Verteilung der Messpunkte zu einer besseren Baumerkennung beitragen. Mit 10 Punkten/m<sup>2</sup> wurde zwar eine ausreichende Punktdichte gewählt. Aufgrund der

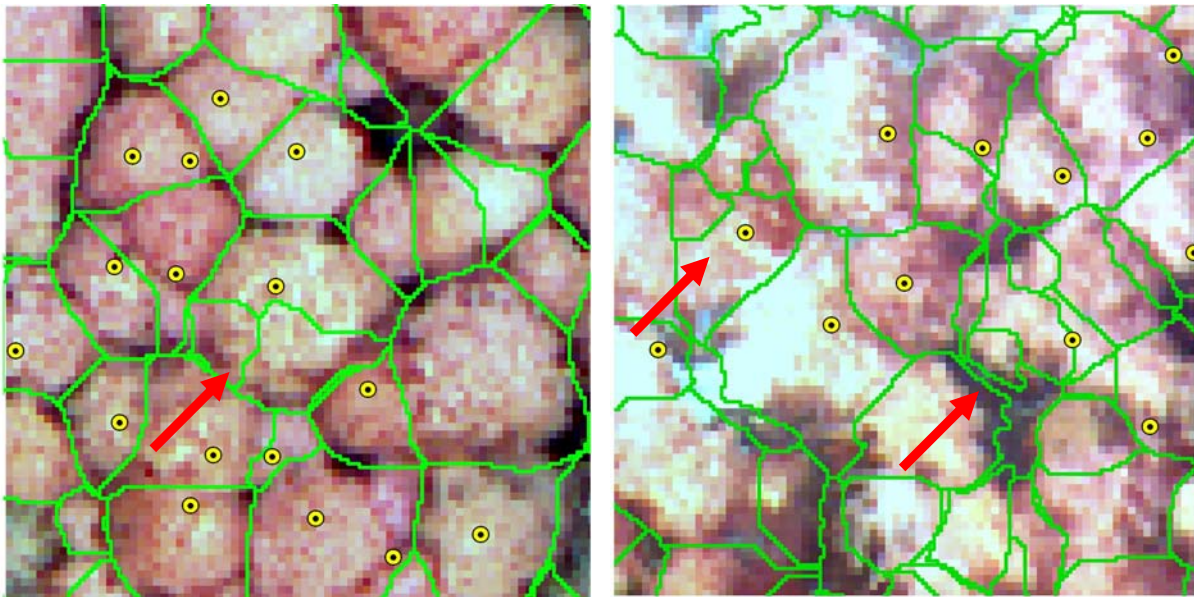


Abbildung 103: Beispiele für Übersegmentierung auf den Referenzflächen 60 (links) und 98 (rechts), die vor allem in Laubbaumbeständen häufig auftreten. Auf der Abbildung ist im Hintergrund das Luftbild dargestellt. Die grünen Polygone sind das Ergebnis der Einzelbaumdelineierung, die gelben Punkte zeigen den Mittelpunkt des Stammfußes der am Boden gemessenen Bäume. Die roten Pfeile weisen auf Bereiche mit Übersegmentierungen hin.

ungünstigen Verteilung ist die effektive Messpunktdichte jedoch weit geringer. Abbildung 105 (rechts) zeigt den Nachteil des eingesetzten Sensor. Die hohe Punktdichte in Flugrichtung kann den Nachteil durch den großen Abstand der Scanlinien nicht ausgleichen. Dadurch kann die Waldoberfläche nicht ausreichend aufgelöst werden. Verlaufen beispielsweise zwei benachbarte Scanlinien jeweils über einen Baumwipfel, fehlen Höheninformationen über die Zwischenbaumbereiche. Als Ergebnis erscheinen die beiden Bäume im Oberflächenmodell nur als ein Baum.

### Baumhöhen

Sowohl für Laub- als auch für Nadelbäume konnten sehr genaue Höhenschätzungen aus der Analyse der Laserdaten erreicht werden, die jedoch, wie auch andere Studien gezeigt haben, mit einer systematischen Unterschätzung behaftet sind. Im Durchschnitt betrug diese Unterschätzung bei dem Freiburger Algorithmus 0,74 m, bei dem schwedischen waren es nur 0,55 m. Insgesamt war dieser Fehler bei den Nadelbäumen stärker ausgeprägt als bei den Laubbäumen. Im Vergleich dazu berichten HYYPPÄ et al. (2000) für einen aus Fichten und Kiefern zusammengesetzten borealen Wald von einer Unterschätzung von nur 0,13 m; für den gleichen Waldtyp erreichten PERSSON et al. (2002) einen Wert von 1,13 m. Auch die in dieser Studie durch visuelle Interpretation erzielten Werte (s. Abschnitt 5.3.1) sind bei Nadelbäumen mit - 0,79 m sehr ähnlich, liegen aber bei den Laubbäumen mit - 0,37 m unter den Werten für die automatische Delineierung. Für Laubbäume haben GAVEAU und HILL (2003) diese Unterschätzung mit 1,08 m quantifiziert. Auch BRANDTBERG et al. (2003) bestimmten die Baumhöhe aus Laserdaten, allerdings im laublosen Zustand. Ihr Regressionsmodell konnte jedoch nur 69 % der Variation von 48 am Boden gemessenen Bäumen erklären. Eine Diskussion der Gründe für die Unterschätzung der Baumhöhe findet sich in Abschnitt 5.3.1.3.

Durch Anwendung einer multiplen Regression konnte die Unterschätzung der Bäume korrigiert werden. Die im Anschluss ermittelten RMSE-Werte von Laub- und Nadelbäumen zeigten keine großen Unterschiede (Freiburg: 1,25 m, 1,19 m, Schweden: 1,26 m, 1,17 m).



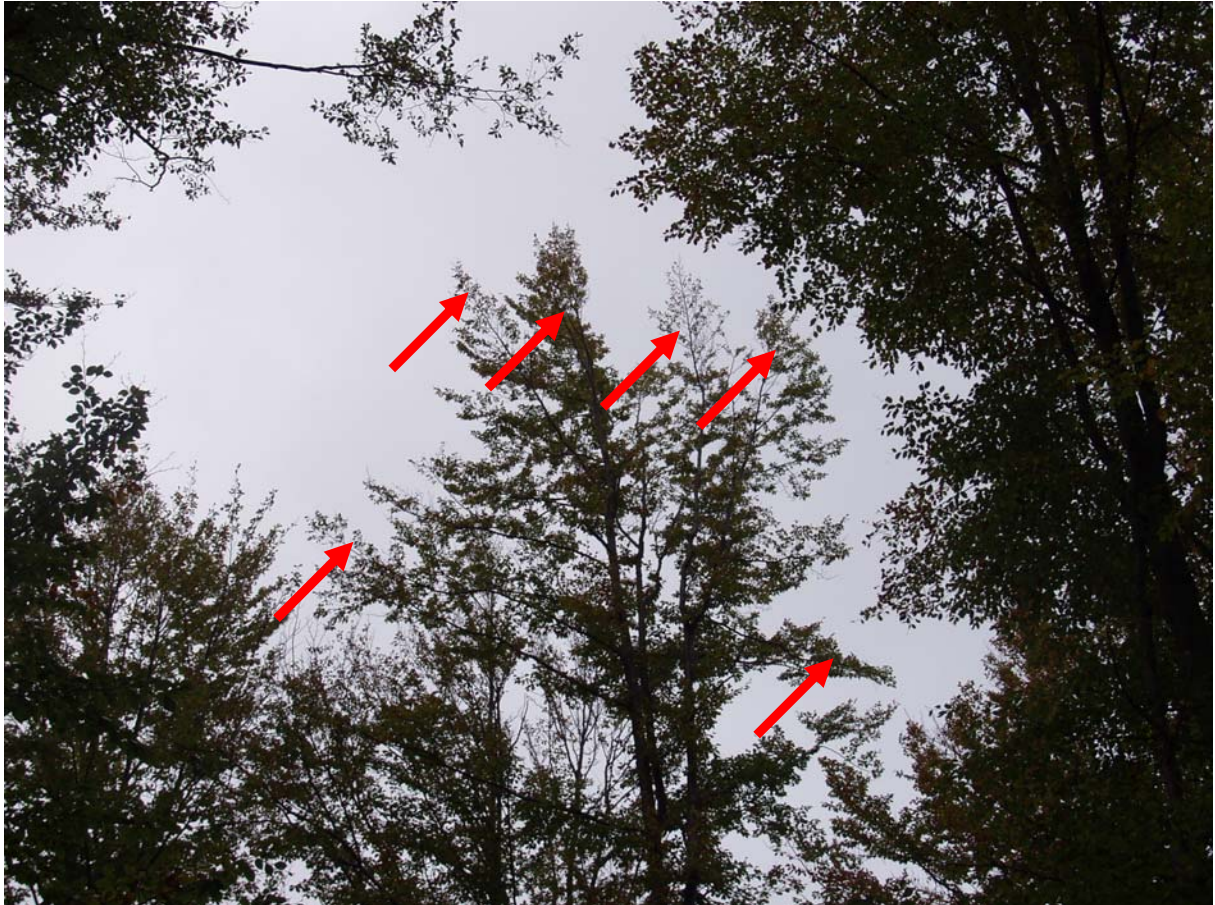


Abbildung 104: Beispiel für eine freigestellte Buche, deren Krone übersegmentiert wurde. Die einzelnen nach oben und zur Seite reichenden Äste werden von dem schwedischen Algorithmus als eigene Bäume segmentiert.

Allerdings waren die RMSE-Werte im Hochlagenwald mit 0,69 m deutlich geringer. Zum Vergleich wurde in einer Studie in Südschweden im borealen Nadelwald ein RMSE von nur 0,63 m erreicht (PERSSON et al. 2002). Ebenfalls für einen borealen Nadelwald aus Fichte und Kiefer berichten HYYPPÄ et al. (2000) einen RMSE von 0,98 m. Im Vergleich dazu beträgt der von GAVEAU und HILL (2003) bestimmte RMSE 1,89 m. Während der RMS-Fehler bei den meisten Beständen relativ gering war, traten größere Abweichungen vor allem in den Plenterbeständen mit einer starken Variation im Kronenraum auf. Die Ursache hierfür liegt in den Schwierigkeiten begründet, in solchen Beständen ein gutes DSM zu erzeugen.

### **Kronenradien**

Die Analysen der Kronenradienableitung zeigen bessere Ergebnisse für Nadel- als für Laubbäume. Während die Kronenradien von Laubbäumen eher unterschätzt werden, konnte bei den Nadelbäumen eine Überschätzung beobachtet werden. Auch die Algorithmen, die von HYYPPÄ et al. (2001) angewendet wurden, hatten eine Überschätzung der Nadelbaumkronenradien zur Folge. Die Überschätzung der Nadelbaumkronenradien kann auf den Algorithmus zur Erzeugung des Oberflächenmodells zurückgeführt werden. In Lücken zwischen Bäumen, die vor allem bei den Nadelbäumen (besonders in den lückigen Beständen der Hochlagen) häufiger vorkommen, erreicht das Oberflächenmodell meist nicht den Boden oder wird zwischen Bodenoberfläche und Baumkrone interpoliert. Die Segmentierung ordnet diese Bereiche, die eigentlich nicht zur Baumkrone gehören den umliegenden Bäumen zu, so dass die Nadelbaumkronen überschätzt werden. Der Grund für die Unterschätzung der Laubbaumkronen hängt damit zusammen, dass die Äste benachbarter Bäume zum Teil weit

ineinander greifen. Dies wird zwar bei den terrestrischen Messungen berücksichtigt, bei der Verarbeitung der Laserscanningdaten können diese Überlappungen jedoch weder detektiert noch dargestellt werden.

Die Unter- bzw. Überschätzung der Kronenradien wurde auch hier mit einer multiplen Regression ausgeglichen. Die Differenzen zwischen den am Boden gemessenen und den aus Laserscanningdaten abgeleiteten Kronen wurden mit dem RMS-Fehler beschrieben. Diese Fehler waren bei dem Freiburger Algorithmus für Laubbäume (0,8 m, 17 %) größer als für Nadelbäume (0,6 m, 16 %). Geringfügig bessere Ergebnisse konnten mit dem schwedischen Algorithmus erzielt werden (Laubbäume 0,7, 16 %; Nadelbäume 0,5, 15 %). Im Vergleich dazu lag der RMSE bei PERSSON et al. (2002) bei 0,61 m. POPESCU et al. (2003) bestimmten den Kronenradius durch lokale Filtertechniken und Anpassung eines Polynoms 4. Grades. Dabei wurden RMSE Werte von 0,68 (34 %) für Kiefern und 0,7 m (24 %) für Laubbäume bestimmt.

Der Grund für die größere Variabilität bei den Laubbäumen dürfte in deren komplizierterer Kronenstruktur zu suchen sein. Während die Kronen von Nadelbäumen mehr oder weniger voneinander getrennt sind, greifen die Laubbaumkronen oft weit ineinander. Dies ist ein Grund dafür, dass sich in Luftbildern von Laubbaumbeständen die einzelnen Bäume nicht einfach voneinander trennen lassen. Selbst für den menschlichen Interpreten ist hier eine eindeutige Delinierung der Bäume sehr schwierig. Auch die verwendeten Algorithmen haben hier Schwierigkeiten, die Bäume richtig zu trennen. Natürlich muss wie bereits bei den Höhenmessungen die Genauigkeit der Bodenreferenz hinterfragt werden, denn auch die geringe Genauigkeit der Geländemessungen mit einem Kronenspiegel könnte eine Fehlerquelle darstellen (RÖHLE 1986). Darüber hinaus sind Nadelbaumkronen einfacher abzuloten als Laubbaumkronen.

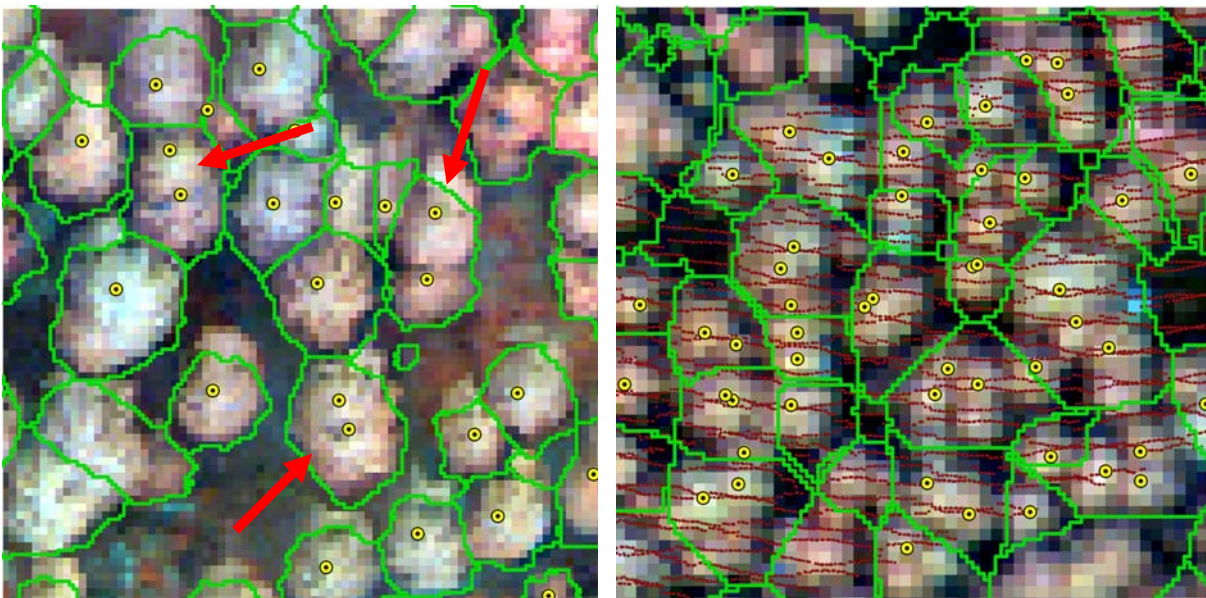


Abbildung 105: Beispiele für das Zusammenfassen von Kronen in den Referenzflächen 50 (links, Verjüngungsstadium) und 53 (rechts, Wachstumsstadium) was vor allem in jüngeren Beständen eine große Bedeutung hat. Auf der Abbildung ist im Hintergrund das Luftbild dargestellt. Die grünen Polygone sind das Ergebnis der Einzelbaumdelinierung, die gelben Punkte zeigen die Position des Stammfußes der am Boden gemessenen Bäume. Auf der rechten Abbildung ist zusätzlich die Lage der Laserscanningmesswerte dargestellt.



Problematisch für die Schätzung der Kronenradien aus den Laserscanningdaten erwies sich die deutliche Tendenz, die Kronen kleiner Bäume zu über- und die Kronen großer Bäume zu unterschätzen. Dies hängt mit dem Effekt zusammen, dass teilweise mehrere Bäume von einem Kronenpolygon umschlossen werden, was zur Folge hat, dass nur ein Baum als erkannt gewertet und diesem ein viel zu großes Kronenpolygon zugewiesen wird. Im Gegensatz dazu werden Bäume mit größeren Kronen besser abgegrenzt. Hier kommt es viel seltener dazu, dass mehrere Bäume in nur einem Kronenpolygon zusammengefasst werden. Allerdings spielen hier auch falsch erkannte Bäume eine gewisse Rolle. Durch Übersegmentierung der Altbaumkronen ist der diesen zugeordnete Polygon kleiner als die eigentliche Kronenfläche. Die Folge beider Effekte ist, dass Bäumen mit kleinen Kronen ein im Verhältnis größeres Kronenpolygon zugeordnet wird. Bei großen Bäumen ist dies umgekehrt, wenn auch weniger stark ausgeprägt.

### **Brusthöhendurchmesser**

In der schwedischen Arbeit von PERSSON et al. (2002) betrug der RMSE des BHD nur 3,8 cm. In der vorliegenden Studie wurden Werte zwischen 4,6 cm (Hochlage) und 5,9 cm (Nadelbäume Tal-/Hanglage) erzielt. In Bezug auf den Mittelwert beträgt der RMSE in der vorliegenden Studie 11,9 % (Nadelbäume Tal-/Hanglage) bis 15,2 % (Laubbäume) und liegt damit in einem sehr ähnlichen Bereich wie die schwedischen Ergebnisse, wo 10 % erzielt wurden.

### **Einzelstammvolumen**

Auch die Volumen-Schätzung weist in der schwedischen Studie einen sehr geringen RMSE von nur 0,21m<sup>3</sup> auf. Im Vergleich dazu sind die im Bayerischen Wald bestimmten Werte zwischen 0,39 m<sup>3</sup> (Hochlage) und 1,02 m<sup>3</sup> sehr hoch. Vergleicht man aber die relativen Werte, sind die Differenzen nicht mehr so groß. Diese Werte schwanken im Bayerischen Wald zwischen 27 % (Nadelbäume Tal-/Hanglage) und 35 % (Laubbäume), während sie in Schweden 22 % betragen.

Hinsichtlich des erkannten und geschätzten Holzvolumens sind die Ergebnisse aus den nordischen Nadelwäldern mit 91 % bzw. 89 % (PERSSON et al. 2002) ebenfalls besser. Nur in den Hochlagenwäldern konnte mit 87 % ein ähnlich hoher Prozentsatz des Holzvolumens geschätzt werden; das korrekt erkannte Volumen lag hier bei 86 %. Aufgrund der falsch erkannten Bäume war der Anteil des geschätzten Volumens für die Nadelbäume der Tal- und Hanglagen und insbesondere bei den Laubbäumen mit 93 % bzw. 94 % sogar höher als in der schwedischen Studie. Auch der Anteil des erkannten Holzvolumens erreichte mit 87 % bei den Nadelbäumen der Tal- und Hanglagen einen ähnlich hohen Wert, mit 82 % konnte bei den Laubbäumen jedoch ein geringer Anteil des Holzvolumens erkannt werden.

Es ist zu erwarten, dass die Genauigkeiten für die Schätzung von Holzvolumen und Brusthöhendurchmesser noch weiter gesteigert werden können, wenn zusätzliche Informationen aus den Laserdaten in die Regressionsmodelle einfließen können. Dafür bietet sich vor allem das Kronenvolumen an, das aus Kronenansatz (HOLMGREN und PERSSON 2004), Kronenradius und Kronenlänge berechnet werden könnte und die Krone besser charakterisieren dürfte als der Kronenradius alleine.

### **Unterscheidung zwischen Laub- und Nadelbäumen**

Bei der Differenzierung zwischen Laub- und Nadelbäumen konnte aus den digitalen Bildern mit rund 90 % Klassifikationsgenauigkeit ein überaus brauchbares Ergebnis erzielt werden. Dabei wurde bei den Nadelbäumen eine größere Genauigkeit erreicht als bei den Laubbäumen.

Damit stimmen die Ergebnisse mit denen von PERSSON et al. (2004) überein, die ebenfalls eine Klassifikationsgenauigkeit von 90 % aus Farbinfrarot-Orthophotos der DMC erzielten. Allerdings wurden in dieser Studie drei Baumarten, nämlich Kiefer, Fichte und Birke unterschieden. Die Untersuchung von PERSSON et al. (2004) beschränkte sich jedoch auf reinen Wirtschaftswald mit vergleichsweise homogenen Strukturen. HAARA und HAARALA (2002) erzielten bei der Klassifikation der gleichen drei Baumarten auf Basis von Farbinfrarotaufnahmen etwas schlechtere Ergebnisse. Die Klassifikationsgenauigkeit erreicht hier nur 77.9 % und schwankte in den untersuchten Beständen zwischen 59 und 90 %. Auch GOUGEON (1995) erreichte eine Genauigkeit von 72 % bei der Unterscheidung von fünf verschiedenen Nadelbaumarten mit MEIS Bildern (Multispectral Electrooptical Imaging Scanner). Das beste Ergebnis ist in MEYER et al. (1996) dokumentiert. Die Unterscheidung von Buche und Tanne gelang ihnen zu 100 %, obwohl sie nur Farbinfrarot-Luftbilder nutzen konnten. Damit können mit den automatisierten Verfahrenen ähnliche Genauigkeiten erreicht werden wie mit der herkömmlichen visuellen Interpretation. Ein Ergebnis, zu dem auch LECKIE et al. (2003b) in Wäldern von British Columbia kommen.

Die Aussage von PERSSON et al. (2004), dass durch den Chromaticity Filter die Klassifikationsgenauigkeit gesteigert werden kann, wird durch die vorliegenden Ergebnisse gestützt. Eine Verbesserung des Klassifikationsergebnisses von etwa 9 %, durch die Filterung mit dem Chromaticity Filter, wie sie QUACKENBUSH et al. (2000) beschreiben, konnte allerdings nur für Buchen im nahen Infrarot nachgewiesen werden.

Aufgrund der visuellen Interpretation der Orthophotos schienen die Texturparameter sehr vielversprechend als Klassifikationsmerkmale. So ist bei den Nadelbäumen oft eine deutlich sternförmige Textur erkennbar, während die Buchen eine nahezu glatte Textur aufwiesen. Allerdings fanden sich diese Muster nicht in allen Beständen gleichermaßen. Von den insgesamt zehn abgeleiteten Texturparametern konnte nur mit dem Parameter „Standard deviation“ eine geringe Verbesserung der Genauigkeit von etwa 1 % erzielt werden. Wichtiger als diese geringfügige Verbesserung der Gesamtklassifikationsgenauigkeit war jedoch ein ausgeglicheneres Ergebnis bei der Klassifizierung von Laub- und Nadelbäumen. Waren allein mit den mittleren Grauwerten des nahen Infrarot die Nadelbäume noch wesentlich besser klassifiziert als die Laubbäume, so konnte diese Asymmetrie durch die Einbeziehung des Texturparameters weitgehend beseitigt werden.

Aus den Laserscanningdaten der Winterbefliegung lassen sich hervorragende Klassifikationsergebnisse für Nadel- und Laubbäume von nahezu 100 % erzielen. Dieses Ergebnis ist insofern erstaunlich, weil es aus Parametern erzielt wurde, die sich auf die gesamte Baumhöhe beziehen. Dadurch wird ein etwaiger Unterstand voll berücksichtigt, was jedoch keinen nennenswerten Einfluss auf die Ergebnisse hatte. Die Kombination mit dem Parameter nahes Infrarot wirkte sich aufgrund der ohnehin hervorragenden Ergebnisse praktisch nicht aus.

Die aus den Laserscanningdaten der Sommerbefliegung abgeleiteten statistischen Parameter streuten stark, so dass bei der unüberwachten Klassifikation mit einer Gesamtklassifikationsgenauigkeit von nur 80 % ein schlechteres Ergebnis als mit den Daten der Winterbefliegung oder den digitalen Luftbildern erzielt werden konnte. Die Resultate aus der überwachten Klassifikation waren zwar deutlich besser, aufgrund der schwierigen Auswahl der Trainingsdaten jedoch nicht sehr stabil. Auch durch Kombination mit dem mittleren Grauwerte des nahen Infrarot-Kanals konnte das Ergebnis nicht verbessert werden. HOLMGREN und PERSSON (2004) untersuchte ebenfalls die Möglichkeit der Baumartenerkennung mittels Laserscanningdaten einer Sommerbefliegung. Für die Trennung von Kiefer und Fichte erreichten sie eine Gesamtklassifikationsgenauigkeit von 95 %, wobei die Ergebnisse in den



einzelnen Beständen zwischen 78 und 100 % schwankten. WEINACKER et al. (2004) nutzten Formparameter und spektrale Informationen zur Klassifizierung von Nadel- und Laubbäumen. Während mit den Formparametern 80 % der Laubbäume erkannt werden konnten, waren es bei den Nadelbäumen nur 64 %. Durch Hinzunahme der Spektralinformationen verbesserte sich nur das Ergebnis bei den Nadelbäumen auf nunmehr 69 %. Dass eine weitere Auftrennung der Laubbaumarten schwierig ist, zeigen die Ergebnisse von BRANDBERG et al. (2003). Sie versuchten Eichen, Ahorne und Pappeln im laublosen Zustand mit Hilfe von Laserscanningdaten zu klassifizieren, erreichten dabei aber nur eine Gesamtgenauigkeit von 60 %.

Die Klassifikationsgenauigkeit von Laub- und Nadelbäumen wurde vor allem durch die im folgenden beschriebenen Faktoren beeinflusst:

- Die vielleicht größte Herausforderung in dieser Arbeit bestand darin, dass unterschiedliche Referenzflächen mit sehr stark voneinander abweichenden Waldstrukturen in die Analysen einbezogen wurden. Dabei reichte die Spannweite von wenig strukturierten Jungbeständen bis zu urwaldartigen Mischbeständen. Diese Spreitung verursachte insbesondere bei den Laserscanningdaten der Sommerbefliegung eine starke Streuung, die auch die Klassifikationsergebnisse beeinflusst. Dies ist unter anderem auch durch die Durchdringungsrate der Laserimpulse bedingt, die stark vom Bestandstyp abhängt.
- Insbesondere in mehrschichtigen Beständen ist die Verwendung von Laserscanningdaten für die Klassifizierung der Baumarten nicht unproblematisch, da unter dem segmentierten Baum der Oberschicht weitere Bäume in der Unter- und Zwischenschicht vorkommen können. Befindet sich beispielsweise ein Laubbaum unter einem Nadelbaum, würden die Lasermetriken weder denen der Klasse Nadel- noch denen der Klasse Laubbaum entsprechen.
- Auch fehlerhafte Kronenpolygone aus der automatisierten Einzelbaumerkennung führen zu schlechteren Klassifikationsergebnissen. So hat die Segmentierung auch Kronenpolygone zur Folge, die nicht exakt einem Baum am Boden entsprechen. Beispielsweise wurden die Kronen der Nadelbäume durch den Algorithmus über- und die der Laubbäume unterschätzt. Solche Variationen in der Größe aber auch in der Lage der Kronenpolygone können die Klassifikationsergebnisse beeinflussen, wenn z. B. Seitenäste des einen Baumes in die Krone des benachbarten Baumes hineinragen. Dann modellieren die Laserscanningpunkte innerhalb eines Segments auch die benachbarten Bäume. Um in diesem Fall die Klassifikation zu verbessern, bietet es sich an, die Kronenpolygone für die Analysen um einen gewissen Betrag zu verkleinern, so dass Randeffekte bei der Berechnung der Merkmale minimiert werden. Auch kommt es vor, dass mehrere Bäume zu einem Laserbaum zusammengefasst werden, was die Lasermetriken insbesondere beeinflusst, wenn es sich dabei um einen Laub- und einen Nadelbaum handelt. Auch KOCH et al. (2002) konnten nachweisen, dass die Segmentierung einen großen Einfluss auf die Klassifikationsergebnisse hat. Während sie bei visuell abgegrenzten Baumkronen eine Genauigkeit von 90,1 % erzielen konnten, waren es beim gleichen Bildmaterial bei automatischer Segmentierung nur 62,1 %.
- Eine weitere Fehlerursache besteht darin, dass die Laserscanningbefliegung zwei Jahre vor der DMC-Befliegung statt fand. Dies hat zur Folge, dass sich die Wälder in der Zwischenzeit durchaus verändert haben könnten. Beispielsweise können Bäume vom Wind geworfen worden sein oder einen Wipfelbruch in Folge hoher Schneelast erlitten haben. Deshalb stimmen die beiden Datensätze zum Teil nicht mehr genau überein, da einzelne Bäume, die im Zuge der Laserscannerbefliegung erfasst wurden, auf den Luftbildern nicht mehr zu finden waren.

- Neben den Koordinaten der Messwerte aus der Laserscanningbefliegung standen keine Informationen über die Intensität der einzelnen Messwerte zur Verfügung. Da die Laser im Bereich des nahen Infrarot arbeiten, sollte sich durch einbeziehen der Intensitätswerte die Klassifikationsqualität verbessern lassen.

Die überwachte Klassifikation brachte nur in wenigen Fällen eine Verbesserung der Ergebnisse. Zudem war die richtige Auswahl von Trainingsdaten von großer Bedeutung für die Klassifikation: Die Schwierigkeiten bestanden darin, die "repräsentativsten" Bäume einer Klasse zu finden, da das Klassifikationsergebnis schon durch kleine Änderungen in den Trainingsdaten stark beeinflusst wurde. Deshalb muss darauf geachtet werden, dass die ausgewählten Trainingsdaten die jeweilige Klasse möglichst gut abbilden. Im Gegensatz dazu ließen sich mit der unüberwachten Klassifikation in allen Fällen schnell und einfach sehr stabile Ergebnisse erzielen, Trainingsdaten wurden dafür nicht benötigt. Aufgrund dieser Erfahrungen wird die überwachte Klassifikation trotz der geringfügig besseren Ergebnisse hier nicht empfohlen.

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die Baumartenerkennung auf Basis von Einzelbaumpolygonen aus Farbinfrarot-Luftbildern mit hoher und aus Winterlaserscanningdaten mit sehr hoher Genauigkeit durchgeführt werden kann. Das Klassifikationsergebnis aus den Laserscanningdaten der Sommerbefliegung ist hingegen etwas schlechter. Für praktische Waldinventuren kann aus Kostengründen nur eine Befliegung durchgeführt werden. Hierfür bietet sich die Sommerbefliegung an, da bei voller Vegetationsentfaltung Baumhöhen und Kronenradien am besten abgeleitet werden können. Bei einer Winterbefliegung können zwar die Nadelbaumparameter ebenso gut wie im Sommer erfasst werden, bei den Laubbäumen bereitet jedoch die Baumhöhenbestimmung im laublosen Zustand Probleme. Die bei der Sommerbefliegung bestehenden Genauigkeitsprobleme hinsichtlich der Baumartenklassifizierung könnten eventuell durch den Einsatz von Waveform-Scannern reduziert werden. Aus deren Daten kann man erheblich höhere Punktdichten erzielen, da aus jedem Laserstrahl mehrere Messwerte abgeleitet werden können und nicht nur zwei wie in dieser Untersuchung. Darüber hinaus stellen diese Systeme auch Daten über die Intensität und Breite jeder Reflexion zur Verfügung. Informationen, die von großer Bedeutung für die Baumartenerkennung sein könnten.

Auch die Verwendung von Hyperspektraldaten kann die Klassifizierungsgenauigkeit verbessern und zusätzlich neue Möglichkeiten zur Unterscheidung zwischen einzelnen Baumarten eröffnen. Hinweise darauf geben die Arbeiten von MARTIN et al. (1998) die in Massachusetts sechs verschiedene Nadelbaumarten mit einer Genauigkeit von 75 % trennen konnten. Noch besser sind die Ergebnisse von CLARK et al. (2005), die im tropischen Regenwald von Costa Rica sieben verschiedene Baumarten mit Daten des HYDICE-Scanners (Hyperspectral Digital Imagery Collection Experiment) mit einer Gesamtgenauigkeit von 92 % unterschieden. Damit erreichten sie sogar ein besseres Ergebnis, als es durch visuelle Interpretation bei vergleichbaren Studien möglich war (MYRES and BENSON 1981).

Sehr erfolgversprechend für die Einzelbaumerkennung und Parameterableitung scheint also die Kombination von optischen und Lasersensoren zu sein. Zum einen lassen sich durch Kombination von Spektral- und Strukturinformation mehr Baumarten unterscheiden als das mit einem Datensatz alleine möglich ist, zum anderen kann auch die Delinierung der Bäume durch Kombination beider Datentypen verbessert werden (LECKIE et al. 2003b).

## **7 BESTIMMUNG VON PARAMETERN AUF PROBEFLÄCHEN- UND BESTANDESEBENE**

### **7.1 Objektorientierte Bildanalyse zur Erfassung von Totholzflächen**

#### **7.1.1 Einleitung**

Heftige Gewitterstürme warfen in den Jahren 1983 und 1984 im Rachel-Lusen-Gebiet rund 173 ha große Waldbestände zu Boden. Etwa die Hälfte dieser Windwürfe lag in der Naturzone des Nationalparks Bayerischer Wald. Dort verblieben die vom Wind geworfenen Bäume unaufgearbeitet im Wald. Aufgrund dieses großen Brutraumangebotes kam es zu einem starken Anstieg der Käferpopulation, der schließlich auch zum Befall gesunder Fichten führte. Nach einem Rückgang der Buchdruckeraktivität Anfang der 90er Jahre stieg die Fläche der jährlich abgestorbenen Altlichten seit 1992 zunächst langsam, danach sprunghaft an und blieb anschließend auf hohem Niveau. Um das Ausmaß der Borkenkäfermassenvermehrung zu dokumentieren, werden seit 1988 jährlich Befliegungen des Nationalparkgebietes durchgeführt. Mit Hilfe der dabei angefertigten Farbinfrarotluftbilder lassen sich die vom Buchdrucker abgetöteten Altlichten genau kartieren (HEURICH et al. 2001).

Bis ins Jahr 2000 erfolgte die Auswertung der nicht entzerrten Luftbilder unter dem Stereoskop. Die Ergebnisse der visuellen Interpretation wurden per Hand auf eine über dem Luftbildpaar liegende Folie eingezeichnet. Auf einem Leuchttisch wurden die Folienskizzen dann in die entsprechenden Karten übertragen. Aufgrund der unterschiedlichen Projektionen von Luftbild und Karte (Zentral- bzw. Parallelprojektion) war ein händisches Einpassen bei der Übertragung notwendig.

Seit 2001 werden die Luftbilder mit einem photogrammetrischen Scanner erfasst und danach digital weiterverarbeitet. Dafür wird zunächst eine Aerotriangulation durchgeführt und anschließend die Orthophotos berechnet. Die Interpretation der Totholzflächen erfolgt visuell mit einer Stereoworkstation. Dabei werden die Flächen durch einfaches Nachfahren mit dem Cursor deliniert. Um die Veränderungen gegenüber dem Vorjahr erfassen zu können, werden die alten Interpretationsergebnisse bei den Arbeiten in die Luftbilder eingeblendet. Darüber hinaus ist es auch möglich, zusätzliche für die Interpretation bedeutsame Informationen wie die Randzone des Nationalparks oder Nichtholzbodenflächen darzustellen (RALL und MARTIN 2002). Kleingruppen bis fünf Bäume werden gesondert erfasst, jedoch keine Einzelbäume.

Im Vergleich zur früher angewandten Auswertung der Originalluftbilder unter dem Stereoskop stellt diese Methode eine wesentliche Vereinfachung dar und führt zu einer deutlich verbesserten Lage- und Flächentreue der Ergebnisse. Zusätzlich werden die Fehler vermieden, die im Rahmen der manuellen Übertragung durch Hoch- und Umzeichnung entstehen. Dennoch ist dieses Verfahren zeit- und damit kostenintensiv. Vor allem aber ist es weiterhin der subjektiven Auslegung durch den menschlichen Interpreten unterworfen. Es wird deshalb angestrebt, zukünftig automatisierte Auswertungsverfahren zum Einsatz zu bringen. Im Rahmen dieser Arbeit wurde untersucht, ob eine teil-automatisierte Erfassung der Totholzflächen mit der Software eCognition zur objektorientierten Bildanalyse der Firma Definiens Imaging München GmbH verwirklicht werden kann. Eine Einleitung in die objektorientierte Bildanalyse findet sich in Abschnitt 6.3.1.

## 7.1.2 Methodisches Vorgehen

### 7.1.2.1 Aufbereitung der Bilddaten und Auswahl von Test- und Trainingsgebieten

Die Ergebnisse der Luftbildbefliegungen liegen bei der Nationalparkverwaltung als Orthophotomosaik im MrSID-Format vor (Format für komprimierte Daten der Firma Lizzardtech). Die Komprimierungsrate liegt bei 1 : 20. Da eCognition die Daten im MrSID-Format nicht lesen kann, wurden diese mit dem MrSID Geo Viewer 2.1 von Lizard Tech ins tiff-Format konvertiert.

Aufgrund der großen Datenmenge von 7 GB für das gesamte Mosaik wurde ein repräsentatives Test- und ein Trainingsgebiet von je 137 ha Größe ausgewählt. Um auch den möglichen Einfluss der Mosaikierung der Bilder beurteilen zu können, wurden die Gebiete so ausgewählt, dass sie auch den Übergangsbereich zwischen zwei benachbarten Orthobildern umfassen.

### 7.1.2.2 Erfassung der Totholzflächen mit eCognition:

#### 7.1.2.2.1 Segmentierung

Ziel der Bildsegmentierung ist das Aufteilen des Bildes in „sinnvolle“ Einheiten, also Segmente, die „nutzerdefiniert“, d. h. dem Anwendungszweck, dem Maßstab und der Datengrundlage angepassten Objekten in der Realität entsprechen.

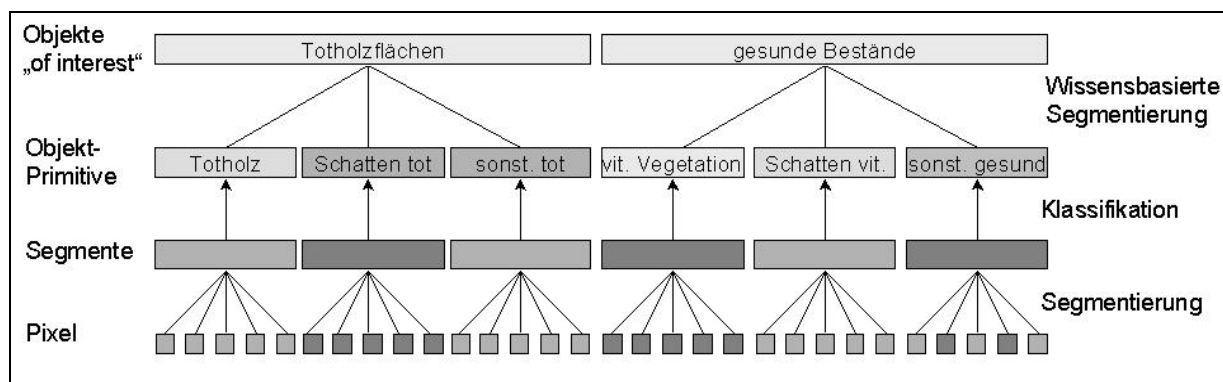


Abbildung 106: Ablaufschema der Bildanalyse mit eCognition

Die Wahl der Segmentationseinstellungen bestimmt die grundlegende Strategie der Analyse. Diese beruht entweder auf einem schrittweisen Unterteilen oder dem Zusammenfassen von Objekten. Im ersten Fall wird von hierarchisch übergeordneten Einheiten auf die eigentlichen Objekte des Interesses hingearbeitet (top-down Ansatz). Im zweiten Fall, der bei der Kartierung der Totholzflächen verfolgt wird, werden erst durch sehr enge Wahl der Homogenitätskriterien so genannte „Objekt-Primitive“ gebildet, d. h. Segmente, die zwar Teil eines „nutzerdefiniert sinnvollen“ Objektes sind, dieses aber nur in ihrer Gesamtheit charakterisieren, - etwa Schatten oder Sonnenbereiche in der Krone. Diese „Objekt-Primitive“ werden dann sukzessiv zu den letztendlich gesuchten Objekten zusammengefasst (bottom-up-Ansatz).

Zur Ermittlung des geeigneten „Scale Parameters“ wurden zunächst die Standardeinstellungen für die „homogeneity criteria“ beibehalten (color 0.8, shape 0.2, smoothness 0.9, compactness 0.1) und der „Scale Parameter“ in 5er-Schritten (bei 10 beginnend) aufsteigend erhöht. Bei einem Scale Parameter von 20 erreichen die Objekt-Primitive in etwa eine Größe, die einzelnen abgestorbenen Baumkronen entspricht, auch die Schatten werden in einheitlichen Segmenten abgegrenzt. Vitale Kronen, v. a. in Laubholzbeständen, werden i. d. R. zu mehreren in einem Segment zusammengefasst. Damit sind die Objekt-Primitive für die Kartierung von

Totholzflächen geeignet. Im nächsten Schritt wurden die Parameter „Smoothness“ und „Compactness“ variiert. Dabei ergaben sich keine wesentlichen erkennbaren Änderungen der Bildobjekte. Deshalb wurden hier die Standardeinstellungen beibehalten.

Ausschlussflächen, wie Wege, Gewässer, Nichtholzboden usw. wurden durch Einbinden einer thematischen GIS-Ebene aus dem Referenz-GIS der Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald maskiert und von der Klassifizierung ausgeschlossen. Damit kann Fehlinterpretationen vorgebeugt werden.

#### 7.1.2.2.2 Klassifizierung

Ziel der Klassifizierung war eine Zuordnung aller Objekte zu den Klassen „Totholz“, „vitale Vegetation“ und „Ausschlussflächen“. Zusätzlich wurden die Klassen „Schatten-Totholz“ und „Schatten-Vital“ als Unterklassen eingefügt.

Zur Trennung der Klassen wurde die von eCognition bereitgestellte Ratio-Funktion verwendet. Hierbei wird der Mittelwert des Bildobjektes eines Kanales durch die Summe der Mittelwerte dieses Bildobjektes der übrigen Kanäle geteilt:

$$r_L = \frac{\bar{C}_L}{\sum_{i=1}^{n_L} \bar{C}_i} \quad \text{Gleichung 57}$$

$r_L$  : Ratio des Kanal L

$C_L$  : Mittelwert des betrachteten Bildobjektes in Kanal L

Des Weiteren wurde der NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) zur Trennung der Klassen verwendet. Es handelt sich hierbei um einen der am häufigsten in der Fernerkundung verwendeten Indizes zur Charakterisierung der Vegetation. Er erlaubt die Trennung von aktiv photosynthese betreibenden Pflanzen und Nicht-Vegetation (HILDEBRAND 1996).

$$NDVI = \frac{NIR - ROT}{NIR + ROT} \quad \text{Gleichung 58}$$

Analog zur Vorgehensweise bei der Ratioberechnung wurde der NDVI nicht pixelweise, sondern über die Mittelwerte der in den Bildobjekten enthaltenen Pixel des jeweiligen Kanals berechnet.

$$i_{veg} = \frac{\bar{C}_{L(1)} - \bar{C}_{L(2)}}{\bar{C}_{L(1)} + \bar{C}_{L(2)}} \quad \text{Gleichung 59}$$

$i_{veg}$  : Vegetationsindex NDVI

$C_{L(1)}$  : Mittelwert des Bildkanales (1) des Bildobjektes

$C_{L(2)}$  : Mittelwert des Bildkanales (2) des Bildobjektes

Für die Klassenbeschreibung wurde die „Nearest Neighbour Funktion“ auf die oben beschriebenen Objekteigenschaften angewendet. Dafür wird der Algorithmus zunächst mit bekannten Trainingsobjekten kalibriert. Dabei werden mehrdimensionale Zusammenhänge erzeugt. Je geringer die Abstände der Objekte im Merkmalsraum sind, desto höher ist der Zusammengehörigkeitswert zu einer Klasse. Die Details dieses Verfahrens sind in BAATZ et al. (2002) beschrieben. Die Klassifikation mit dem „Standard Nearest Neighbour“ erfolgt iterativ,

d. h. es werden zunächst einige wenige Objekte als Samples für jede Klasse ausgewählt, danach findet die erste Klassifikation statt. Durch Aufnahme weiterer Samples wird das Klassifikationsergebnis schrittweise verbessert.

Für die Generalisierung der Objekte zu den einheitlicheren Klassen „Totholzflächen“ und „vitale Vegetation“ werden die Nachbarschaftsbeziehungen zwischen den Objekten verwendet. Einzelne nicht direkt als „Totholzflächen“ (bzw. „vitale Vegetation“) klassifizierte Objekte, die aber von Objekten dieser Klasse umgeben sind, werden ebenfalls dieser Klasse zugeordnet. Solche Flächen bestehen beispielsweise aus dichter Bodenvegetation innerhalb der Totholzflächen, die als „vitale Vegetation“ klassifiziert wurden. Dafür werden sog. „Membership Funktions“ verwendet. Die Regeln hierfür lauten:

Sonstige Totholzflächen: Grenzen diese Flächen mit mehr als 60 % ihres Umfanges an eine Totholzfläche, so werden sie der Totholzfläche zugeordnet.

Sonstige vitale Vegetation: Grenzen diese Flächen zu mehr als 90 % an vitale Vegetation, werden sie dieser Klasse zugeordnet.

Anschließend werden die klassifizierten Objekte in einem übergeordneten Level zu „Objects of Interest“, nämlich Totholzflächen, vitaler Vegetation und Ausschlussflächen fusioniert.

Eine Unterscheidung zwischen alten Totholzflächen mit vielen umgebrochenen, abgestorbenen Bäumen und jüngeren Totholzflächen mit überwiegend noch stehenden abgestorbenen Bäumen gelang mit dem zur Verfügung stehenden Bildmaterial ebenso wenig, wie die Unterscheidung zwischen Totholzflächen und Flächen, auf denen im Rahmen der Borkenkäferbekämpfung in der Randzone des Nationalparks befallene Bäume entfernt wurden.

### **7.1.3 Ergebnisse**

#### **7.1.3.1.1 Klassifikationsgenauigkeit und Übertragbarkeit auf andere Daten der gleichen Befliegung**

Für die Evaluierung wurde das im Trainingsgebiet erstellte Regelwerk auf ein Testgebiet übertragen. Zur Validierung wurden insgesamt 2450 gleichmäßig verteilte Testobjekte durch visuelle Interpretation erfasst. Anschließend wurde in eCognition eine Verwechslungsmatrix erzeugt, in der die Ergebnisse der Klassifikation der Referenzkartierung gegenübergestellt wurden. Die Ergebnisse sind in Tabelle 72 dargestellt. Zur Berechnung der verschiedenen Maße für die Klassifikationsgüte sei hier auf Abschnitt 7.3.3.1.2 „Maßzahlen für die Klassifikationsgüte“ verwiesen.

Die Gesamtklassifikationsgenauigkeit für die Klassen Totholz, Schatten Totholz, vitale Vegetation und Schatten vitale Vegetation beträgt 80,8 %, der Kappa-Index 72,5 %. Dabei treten bei der Klassifizierung der Schatten die größten Fehler auf. Diese sind bei der Klasse Schatten vital nicht weiter von Bedeutung, da hier vor allem Verwechslungen mit der Klasse vitale Vegetation auftreten. Anders bei Schatten-Totholz, hier werden 25 % der Testobjekte den Klassen vitale Vegetation und Schatten vital zugeordnet, was im Hinblick auf das Endergebnis einer Fehlklassifikation gleichkommt. Fasst man die Klassen Totholz und Schatten-Totholz sowie vitale Vegetation und Schatten vital zu jeweils einer Klasse zusammen, ergibt sich für das Endprodukt der Klassifikation eine Gesamtklassifikationsgenauigkeit von 91,5 %. Mit dem erstellten Regelwerk ist somit eine gute Unterscheidung von Totholzflächen und vitaler Vegetation möglich. Auch die Übertragung des Regelwerkes auf einen anderen Ausschnitt des gleichen Bildfluges bereitet keine Probleme.

Klassen für Klassifikation [Trainingsobjekte]	a	b	c	d	∑Klassifikation
a Totholz	<b>836</b>	86	37	30	989
b Schatten Totholz	2	<b>187</b>	0	11	200
c vitale Vegetation	2	55	<b>733</b>	121	911
d Schatten vital	0	37	54	<b>223</b>	314
e nicht klassifiziert	8	2	21	5	36
∑ Reference	848	367	845	390	2450
<b>Fehlermatrix [%]</b>					
a Totholz	<b>34.12</b>	3.51	1.51	1.22	40.37
b Schatten Totholz	0.08	<b>7.63</b>	0.00	0.45	8.16
c vitale Vegetation	0.08	2.24	<b>29.92</b>	4.94	37.18
d Schatten vital	0.00	1.51	2.20	<b>9.10</b>	12.82
e nicht klassifiziert	0.33	0.08	0.86	0.20	1.47
∑	34.61	14.98	34.49	15.92	100
<b>Genauigkeit [%]</b>					
Produzenten	84.5	93.5	80.5	71.0	
Nutzer	98.6	51.0	86.7	57.2	
Hellden	91.0	66.0	83.5	63.4	
Short	83.5	49.2	71.7	46.4	
K-Index pro Klasse	97.6	46.6	78.9	50.9	
<b>Gesamt [%]</b>					
Gesamtgenauigkeit					<b>80.8</b>
K-Index					<b>72.5</b>

Tabelle 72: Ergebnisse der Klassifizierung von Totholzflächen mit eCognition.

### 7.1.3.1.2 Übertragbarkeit der Regelwerke auf andere Bildflüge

Um die Übertragbarkeit des Regelwerks auf anderes Bildmaterial zu überprüfen, wurden die entwickelten Regelsätze auf die Orthophotos des folgenden Jahres (2002) übertragen. Dabei zeigte sich, dass eine direkte Übertragung nicht möglich war. Aufgrund des späten Aufnahmezeitpunktes im Jahre 2002 und der daraus notwendigen Nachbearbeitung des Bildes mit starker Kontraststeigerung ergab das für die Aufnahme aus dem Jahr 2001 erstellte Regelwert kein sinnvolles Ergebnis. Deshalb war es notwendig, neue Trainingssegmente für die Nearest-Neighbour-Klassifikation zu erfassen. Damit konnte mit geringem Aufwand ein befriedigendes Klassifikationsergebnis erzeugt werden. Die starke Kontrastierung und die aufgrund des späten Befliegungszeitpunktes langen im Bild auftretenden Schatten führten jedoch dazu, dass im Bildausschnitt aus dem Jahr 2002 mehr Einzelflächen ausgeschieden wurden als im Bildausschnitt des Vorjahres. Hierdurch entstanden auch Flächen, die im Jahr 2001 noch als Totholzflächen klassifiziert wurden, im Bild des Jahres 2002 jedoch als vitale Vegetation erschienen. Es handelte sich hierbei um Flächen, auf denen nach dem Zusammenbrechen des stehenden Totholzes die Bodenvegetation verstärkt sichtbar wurde. Beim Ermitteln des Totholzflächenzuwachs durch Verschneiden der Klassifikationsergebnisse der beiden Jahre können diese Flächen jedoch ausgeschlossen werden.

Durch Verschneidung der Ergebnisse der Jahre 2001 und 2002 sollte der Zuwachs der Totholzflächen innerhalb des Beobachtungszeitraumes berechnet werden. Voraussetzung für diese „Change detection“ ist jedoch eine genaue Georeferenzierung der Luftbilder beider Jahrgänge. Beim Vergleich der beiden Klassifikationsergebnisse stellte sich aber heraus, dass zwischen beiden Bildern ein Lagefehler von bis zu 50 Metern auftreten kann. Damit ist das Verfahren mit eCognition zwar prinzipiell für eine fortlaufende Kartierung der Totholzflächen geeignet, stößt aber aufgrund der im Rahmen der Orthophotoerstellung entstandenen Lagefehler an seine Grenzen.



### 7.1.3.1.3 Vergleich mit den Ergebnissen der visuellen Interpretation

In der visuellen Interpretation mit dem ERDAS Stereo Analyst wurden 74 Einzelfächen ausgewiesen. Die als Totholz kartierten Flächen betragen 67,4 ha (49,12 %). Mit eCognition wurden 528 Einzelfächen ausgewiesen. Von diesen wurden 48,9 ha (36,65 %) als Totholz ausgewiesen. Beide Verfahren führen also zu einer recht unterschiedlichen Flächenbilanz.

Beim Vergleich der Ergebnisse zwischen der eCognition Methode und der visuellen Interpretation mit der Stereoworkstation tritt an erster Stelle die unterschiedliche Detailschärfe der beiden Verfahren hervor. In der Klassifizierung mit eCognition werden kleinere Laubholzinselfächen innerhalb von Totholzflächen und Totholzinseln, stellenweise sogar einzelne abgestorbene Bäume innerhalb unbefallener Bestände erfasst, während diese bei der visuellen Interpretation im Zuge einer generalisierenden Linienführung nicht berücksichtigt wurden. Der Großteil der Flächen, die von eCognition als vitale Vegetation erkannt, in der visuellen Interpretation aber nicht als solche klassifiziert wurden, besteht tatsächlich aus einheitlichen, mit dem Auge eindeutig als vitale Vegetation anzusprechenden Flächen.

Thematische Fehlzuweisungen in der Klassifikation mit eCognition treten an Stellen auf, an denen das Vorhandensein vitaler Bodenvegetation zu einer Ausscheidung von vitaler Vegetation führt. Ein weiteres Problem sind Farbveränderungen, die innerhalb der Luftbilder auftreten. Um die damit verbundenen Ungenauigkeiten auszuschließen, müssen die Trainingsobjekte sehr sorgfältig ausgewählt werden, um alle Farbschattierungen zu umfassen, die die Klasse repräsentieren (SMITS et al. 1999).

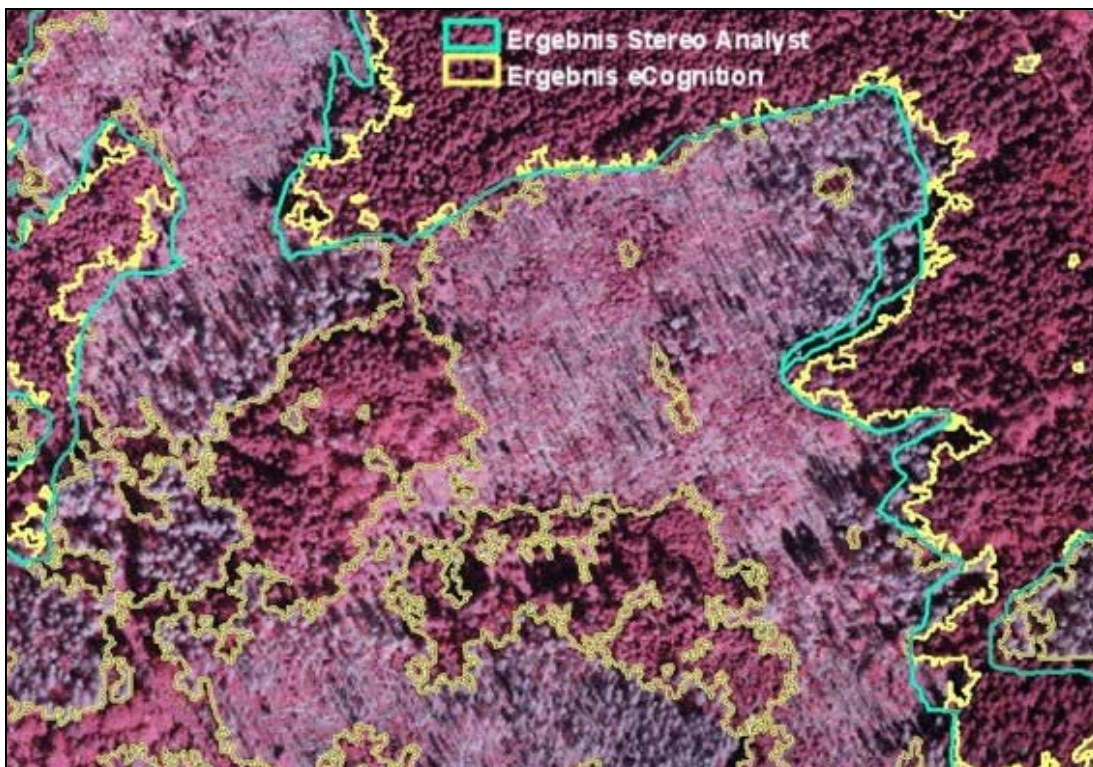


Abbildung 107: Vergleich der Ergebnisse des mit eCognition entwickelten Verfahrens und der visuellen Interpretation mit dem ERDAS Stereo Analyst. Das Verfahren mit eCognition liefert ein detaillierteres Klassifikationsergebnis und erfasst die Totholzflächen mit einer großen Genauigkeit. Gut zu sehen sind die langen Schatten der Bäume, die den ungünstigen Sonnenstand bei der Aufnahme dokumentieren.



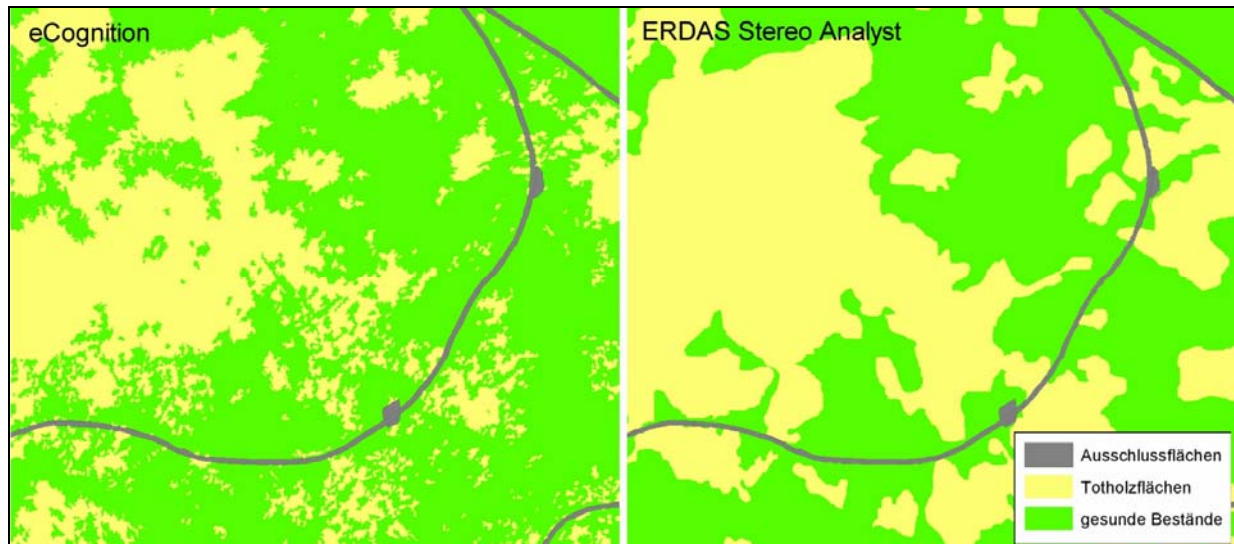


Abbildung 108: Vergleich der Klassifikationsergebnisse die mit eCognition (links) und der visuellen Interpretation (rechts) erzielt wurden. Auch hier ist deutlich zu erkennen, dass die entwickelte Methode die Totholzflächen mit einem größeren Detaillierungsgrad erfasst, wie das auf visueller Interpretation beruhende Verfahren.

#### 7.1.4 Operationalisierung des Verfahrens

Für die Umsetzung des Verfahrens in die Praxis ist es notwendig, die einzelnen Arbeitsschritte so effizient wie möglich zu gestalten. Schwierigkeiten bereitet dabei vor allem die mit der Größe des Nationalparkgebietes verbundene Handhabung der Datenmenge und die Gewährleistung einer durchgängig hohen Klassifizierungsgenauigkeit. Nach der Erprobung des Verfahrens in Testgebieten wurde im nächsten Schritt ein Verfahren für die teilautomatisierte Prozessierung des gesamten Nationalparkgebietes entwickelt und getestet.

Dabei wurde vor allem auf die Protokollfunktion von eCognition zurückgegriffen. Diese ermöglicht es, dass Teile des Arbeitsablaufes in eCognition gespeichert und später auch auf andere Datensätze angewendet werden können.

Für eine Automatisierung des Verfahrens sind die folgenden Schritte notwendig:

##### **Vorprozessierung**

Die Daten der Nationalparkverwaltung liegen als Orthophotomosaik für den gesamten Nationalpark vor. Da eCognition dieses Datenformat nicht lesen kann, wurden die Daten in eine ERDAS Imagine Datei umgewandelt. Während das Orthophotomosaik im MrSID-Format nur einen Speicherplatz von 800 MB benötigt, führt die Konvertierung in das ERDAS-Imagine-Format zu einem Speicherbedarf von 16 GB. Da eCognition diese großen Datenmengen nicht verarbeiten kann, wurde das Mosaik in Bilder mit einer Größe zwischen 300 bis 600 MB zerlegt.

##### **Segmentation Level 1**

Der erste Schritt im Protokoll ist die Segmentierung. Für jeden erzeugten Bildausschnitt dauert er ungefähr zwei Stunden.

##### **Klassifikation**

Da die Nearest-Neighbour-Funktion für die Klassifizierung verwendet wurde, müssen für jedes Bild Trainingsobjekte erfasst werden. Sind diese Trainingsobjekte erfasst, werden sie als TTA-Maske (TTA = training or test areas) exportiert. Die TTA-Masken aller Bilder werden anschließend zusammengefügt. Im nächsten Jahr kann wieder auf das gleiche TTA-Mosaik

zurückgegriffen werden. Da die Waldstrukturen jedoch ständigen Veränderungen unterworfen sind, können sich auch die Trainingsobjekte von Jahr zu Jahr verändern. Deshalb kann das TTA-Mosaik den Interpreten auch nur bei der Auswahl der Trainingsobjekte unterstützen, indem es darauf hinweist, wo geeignete Trainingsobjekte gefunden werden können. Die Trainingsobjekte selbst sollten bei jedem neuen Datensatz neu ausgewählt werden.

### **Classification based segmentation (Level 2)**

Aufgrund eines Fehlers im Speichermanagement von eCognition schnellte die Berechnungszeit während der „classification based segmentation“ (Zusammenfassung von Objekten zu einem neuen Level) auf 13.000 Minuten (etwa 9 Tage) hoch. Deshalb musste diese Funktion im Protokoll durch eine „Multi Resolution Class Based Segmentation“ ersetzt werden. Dadurch konnte die Prozessierungszeit auf drei Stunden reduziert werden. Aufgrund dieser Umstände musste das Protokoll geändert werden und lautet jetzt wie folgt (Änderungen sind fett hervorgehoben):

1. Segmentation → Level 1 (20, 0.8, 0.9)
2. Load class hierarchy
3. **Load TTA-mask** - load TTA-mosaic  
**Map Mask to class** - mapping rule base classes to TTA mask
4. **Create samples from TTA-mask** - create new samples
5. Classification
6. **Segmentation → Level 2 (class based, 20000, 0.1, 0)**
7. Vectorization
8. (Data export)

Der Zeitbedarf für den Operator ergibt sich durch das Zerlegen des Bildmosaiks in Kacheln, Erzeugen der eCognition Projekte, Erfassen der Trainingsobjekte und dem Zusammenfassen der vektorisierten Klassifikationsergebnisse zu einem GIS-Layer. Er liegt insgesamt bei etwa zwei Stunden (ANDRESEN 2004).

## **7.1.5 Diskussion**

Die Ergebnisse bestätigen, dass die Erfassung der Totholzflächen im Nationalpark Bayerischer Wald mit dem objektorientierten Ansatz von eCognition auf Basis digitaler Farbinfrarot-Luftbilder genau und detailliert möglich ist. Die spektralen Unterschiede zwischen abgestorbenen, skelettierten Bäumen und lebendigen, vitalen Bäumen sind so groß, dass praktisch eine „ja/nein-Entscheidungsregel“ möglich wird. Insofern ist die Erfassung und die Fortschreibung von durch Borkenkäfer verursachten Totholzlöchern eine fernerkundlich relativ „einfache“ Aufgabe.

Die grundsätzlich zu klärende Frage ist jedoch, ob die Detail- und Lagetreue der mit dem vorgestellten Verfahren erfassbaren Informationen tatsächlich benötigt werden. Die Untersuchungen haben aufgezeigt, dass die Ergebnisse traditioneller, bereits bei der visuellen Auswertung generalisierender Verfahren nicht direkt mit den Ergebnissen objektorientierter Verfahren vergleichbar sind. Dadurch können Entwicklungen wie die hier untersuchte Borkenkäferkalamität nicht direkt zurückverfolgt werden, eine Neubearbeitung der Datensätze bis in die 80er Jahre des letzten Jahrhunderts wäre dazu notwendig. Andererseits bringt das eCognition Verfahren große Vorteile:

1. Es bedarf in wesentlich geringerem Umfang der menschlichen Interaktion und das an weniger kritischen Stellen.
2. Das einmal im Sinne eines Interpretationsschlüssels erstellte Regelwerk kann mit wenigen Handgriffen an neue Datensätze angepasst werden.
3. Es liefert eine hoch detaillierte, lagegenau erfasste Verteilungskarte der Totholzflächen.
4. Einzelbäume, die für weiterführende Modellansätze von großer Bedeutung sind, können erkannt werden.

Die angestrebte Automatisierung der Auswertungen ist prinzipiell mit vergleichsweise geringem Aufwand realisierbar. Nach dem Ausschneiden des zu bearbeiteten Bildausschnittes und der Erfassung der Trainingsobjekte konnten alle weiteren Bearbeitungsschritte automatisch ausgeführt werden. Die als Ergebnis für den jeweiligen Bildausschnitt vorliegenden Vektordaten werden schließlich manuell im GIS zusammengefügt.

Allerdings ergaben sich auch einige Einschränkungen für die Automatisierbarkeit der Prozessierung mit eCognition:

Der Aufwand für die Prozessierung des gesamten Datensatzes ist relativ hoch, da das Orthophoto zunächst in Kacheln aufgeteilt werden muss. Die Rechenzeit für eine Kachel beträgt sechs bis acht Stunden, so dass für das gesamte Parkgebiet etwa vier Tage benötigt werden. Aufgrund der ständigen Weiterentwicklung der Hardware sollte die Rechenzeit in Zukunft jedoch geringer ausfallen (Die Tests wurden mit einem Pentium 4 Prozessor mit 512 MB RAM durchgeführt).

Aufgrund von Lageungenauigkeiten der bearbeiteten Orthophotos ergaben sich Schwierigkeiten bei der Berechnung des Totholzzuganges, denn nur geometrisch exakt aufeinander angepasste Datensätze lassen sich mit der für „change detection“ Studien geforderten Aussagegenauigkeit vergleichen. Bei Überlagerung der Ergebnisse der beiden untersuchten Jahrgänge in GIS wurde deutlich, dass viele der festgestellten Unterschiede systematischer Natur sind und sich eindeutig auf Lageunterschiede zurückführen lassen. Die Ursachen hierfür sind in der Erstellung des Orthophoto-Mosaiks zu suchen. Zum einen sind die Bedingungen für die Verknüpfungssuche in den an Orientierungspunkten armen Waldgebieten sehr schwierig. Die Koordinaten für die Bodenpasspunkte wurden aus den Orthophotos des Landesvermessungsamtes übernommen. Die Genauigkeit für diese Orthophotos liegt im Untersuchungsgebiet bei etwa 0,5 bis 1 m. Für die Berechnung der Orthophotos stand nur das vom Bayerischen Landesvermessungsamt bereitgestellte amtliche DTM 50 zur Verfügung. Mit 50 m Rasterpunktweite ist dieses zu grob, um Korrekturen von 40 cm Pixeldaten ausreichend zu unterstützen. Dieses aus Profilierung gewonnene DTM kann in Nadir-fernen Bereichen bei der Orthophotoberechnung Lageungenauigkeiten von bis zu 2/3 der Baumhöhe aufweisen. Bedenkt man zusätzlich, dass die Befliegungen nicht deckungsgleich erfolgen können und die Zentralprojektion der Aufnahmen zu Radialversätzen und somit seitlicher Abbildung von Bäumen führt, sind geringe Lageversätze nie ganz auszuschließen. Durch die Nutzung von genaueren Passpunkten lässt sich die Lagegenauigkeit deutlich steigern. Auch durch Signalisierung und Verwenden eines besseren Oberflächenmodelles kann die Genauigkeit erheblich gesteigert werden. So konnte bei der Orthophotoerstellung für die Testgebiete aus der Befliegung 2002 durch Signalisierung und Verwenden des Oberflächenmodells aus der Laserscanningbefliegung eine Lagegenauigkeit von 0,17 m erreicht werden KRZYTEK (2003).

Darüber hinaus kann der Einsatz neuer flugzeuggetragener Fernerkundungssensoren die Datenqualität erheblich verbessern. Durch den Einsatz digitaler Kamerasysteme oder

Laserscanner können sehr genaue Boden- und Oberflächenmodelle abgeleitet werden (siehe Abschnitt 5). Eine genaue Georeferenzierung wird bei diesen Verfahren durch integrierte DGPS und INS-Systeme gewährleistet. Beispielsweise konnte bei der DMC-Befliegung 2004 für das gesamte Nationalparkgebiet auch ohne entsprechendes Oberflächenmodell eine Lagegenauigkeit von 0,68 m erzielt werden (KRZYTEK und BÖGEL 2004). Damit ist eine wesentliche Voraussetzung erfüllt, „change detection“ durchführen zu können. Zudem ist auch die radiometrische Auflösung dieser Systeme um Größen besser als bei gescannten Luftbildern. Durch den Einsatz dieser Systeme kann die automatisierte Klassifikation der Totholzflächen mit eCognition wahrscheinlich wesentlich verbessert werden, da gerade über die problematischen Schattenbereiche mehr spektrale Informationen gesammelt werden können. Mit dem aus den Bilddaten ableitbaren Oberflächenmodell dürfte die Klassifikationsgenauigkeit weiter steigen, können zusätzlich Flächen mit liegendem und stehendem Totholz sowie im Zuge der Borkenkäferbekämpfung geräumte Flächen unterschieden werden. Mit Hilfe des Oberflächenmodells dürften sich zudem auch die Fehlklassifikationen aufgrund der Verwechslung von Bodenvegetation auf den Totholzflächen mit vitalen Baumkronen vermeiden lassen.

Diese Entwicklungen auf der Sensorseite und auch die zu erwartenden Verbesserungen auf der Softwareseite zeigen, dass die Informationsextraktion und Teilautomatisierung der Prozesse bei Weitem noch nicht ausgereizt ist. Insbesondere für die Erfassung von Kahlschlägen, Windwürfen, Waldbränden (JANOTH et al. 2002), die Erfassung von Mischungsanteilen und für die Bestandesdelinierung (TIEDE et al. 2004) sind operationell einsetzbare Systeme zu erwarten.

## **7.2 Schätzung von forstlichen Bestandeskennwerten auf Probeflächen**

### **7.2.1 Einleitung**

Bereits in den 80er Jahren konnte gezeigt werden, dass sich mit dem Einsatz von Laserscannern Bestandeshöhe und –dichte bestimmen lassen. Die damals verwendeten Profils Scanner, konnten zwar nur ein schmalen Streifen der Erdoberfläche unter der Flugplattform erfassen, sie boten aber die Möglichkeit, den kompletten Intensitätsverlauf des Signals aufzuzeichnen. Dadurch war es möglich, über die Zeitdifferenz zwischen Kronen- und Bodenreflexionen die Bestandeshöhe zu ermitteln. Die Bestandesdichte wurde über die Differenz zwischen Reflexionen der Vegetation und Reflexionen vom Boden bestimmt. Durch Verknüpfung der Variablen Bestandesdichte und –höhe konnte im nächsten Schritt schließlich auf das Holzvolumen geschlossen werden (NELSON et al. 1984, ALDRED und BONNER 1985, MACLEAN und KRABILL 1986).

In den folgenden Jahren wurden neue Laserscanning-Systeme mit kleinem Footprint und diskreter Signalaufzeichnung (es werden nur ein, zwei oder mehrere Messpunkte aufgezeichnet) entwickelt, die eine wesentlich größere Streifenbreiten erreichten. Diese kommerziell verfügbaren Systeme wurden zunächst vor allem zur Gewinnung von Bodenmodellen eingesetzt, fanden im Laufe der Zeit aber auch Eingang in die forstliche Inventurforschung. Die im forstlichen Bereich entwickelten Verfahren basieren auf dem Prinzip, empirische Zusammenhänge zwischen Laserscanningdaten und forstlichen Bestandeskenngrößen zu finden. Dazu werden statistische Werte aus den Laserscanningdaten (sog. Lasermetriken) berechnet, die Höhe und Dichte der Punktwolke beschreiben. Diese werden als unabhängige Variablen genutzt, um die forstlichen Bestandeskennwerte über Regressionsgleichungen zu bestimmen. Mit diesem Verfahren konnte gezeigt werden, dass es möglich ist, die Mittelhöhe (NAESSET 1997a, MAGNUSSON and BOUDEWYN 1998, MAGNUSSEN et al. 1999, MEANS et al. 2000, NAESSET und BJERKNES 2001, NAESSET 2002, HOLMGREN et

al. 2003), die Grundfläche (MEANS et al. 2000, NÆSSET 2002) und das Holzvolumen (NÆSSET 1997b, MEANS et al. 2000, HOLMGREN et al. 2003) aus Laserscanningdaten mit einer höheren Genauigkeit zu schätzen, als das mit konventionellen bestandesweisen Inventuren möglich ist. Darüber hinaus wurden auch gute Ergebnisse für Stammzahl (NÆSSET 2002, NÆSSET und BJERKNES 2001), Kronenlänge (NÆSSET und OKLAND 2002), mittleren Durchmesser (NÆSSET 2002), Blattflächenindex (MAGNUSSEN and BOUDEWYN 1998) und den Kohlenstoffgehalt (PATENTAUDE et al. 2002) erzielt.

Auf Basis dieser Erfahrungen wurde von NÆSSET und BJERKNES (2001) und NÆSSET (2002) eine zweistufiges Verfahren entwickelt, das es erlaubt, Laserscanning für praktische Waldinventuren einzusetzen. In der ersten Stufe werden Trainingsflächen dazu verwendet, funktionelle Zusammenhänge zwischen den forstlichen Bestandesparametern und verschiedenen Lasermetriken zu formulieren. Anschließend werden die Laserscanningdaten gleichmäßig verteilten Rasterzellen mit einer Kantenlänge von etwa 15 m zugeordnet und für jede Rasterzelle Lasermetriken berechnet. Durch Anwendung der funktionellen Zusammenhänge (aus Stufe 1) können die forstlichen Bestandeskennwerte für jede Rasterzelle berechnet und anschließend für Bestände oder größere Befundeinheiten aggregiert werden (Abbildung 109). Mit der Aufteilung des Untersuchungsgebietes in drei Straten (Jungbestände, Altbestände auf guten und auf schlechten Standorten) konnte die Genauigkeit des Verfahrens gesteigert werden. Die Abgrenzung der Bestände erfolgt dabei anhand visueller Interpretation an einer Stereoworkstation.

Für den Einsatz dieses Verfahrens liegen bisher fast ausschließlich Erfahrungen aus borealen Wäldern vor, die sich deutlich von den im Nationalpark vorkommenden Waldtypen unterscheiden. So überwiegen in der borealen Zone nadelbaumdominierte Bestände, die in der Regel nur aus den Baumarten Fichte und Kiefer und einem geringen Anteil von Birke zusammengesetzt sind. Darüber hinaus weisen die Bestände meist einen relativ homogenen Bestandaufbau auf. Erfahrungen für Laubwälder liegen bisher nur von LIM et al. (2003) für Birken-Ahorn-Wälder in Kanada vor. Dort konnten ebenfalls gute Resultate erzielt werden.

Die bisherigen Forschungsarbeiten haben gezeigt, dass die aus Laserscanningdaten berechneten Statistiken in starkem Maße von der Baumart abhängig sind. Insbesondere scheint es große Unterschiede zwischen Laub- und Nadelbäumen zu geben. Deshalb kann angenommen werden, dass es bei einzelbaumweiser Mischung von Laub- und Nadelbäumen im Vergleich zu reinen Nadelbeständen zu einer Verschlechterung der Schätzergebnisse kommen könnte. Auch für inhomogene Waldbestände mit einem mehrschichtigen Aufbau, wie sie in den Bergmischwäldern des Nationalparks vorkommen, liegen bisher noch keine Erfahrungen vor. Ziel dieser Studie war es deshalb zu untersuchen, ob die statistischen Verfahren auch für buchendominierte, gemischte und stark strukturierte Bestände in Zentraleuropa zufriedenstellende Ergebnisse liefern.

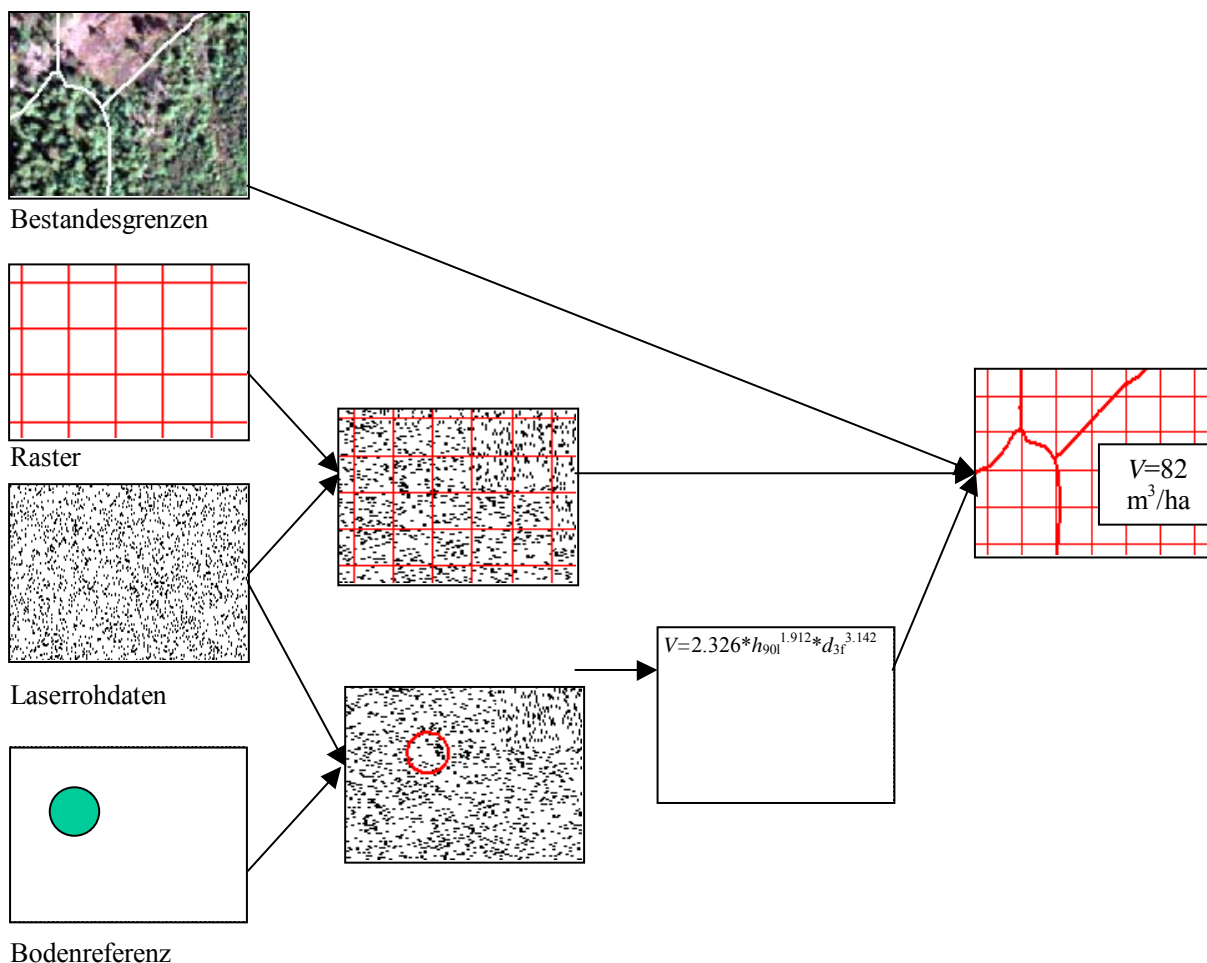


Abbildung 109: Schematische Darstellung des Verfahrens. Eingangsdaten sind Bestandesgrenzen, ein Raster, welches über das gesamte Untersuchungsgebiet gelegt wird, die Laserscanningdaten und Trainingsflächen in denen die Baumdaten erfasst werden. Im ersten Schritt wird eine empirische Beziehung zwischen den auf den Trainingsflächen ermittelten Bestandesparametern und den Laserdaten hergestellt. Die Laserdaten werden anschließend in den Rasterzellen analysiert und die Zusammenhänge auf die Rasterzellen übertragen. Damit können die Bestandesparameter für das gesamte Untersuchungsgebiet berechnet und auch den einzelnen Beständen zugeordnet werden (verändert nach NAESSET 2003).

## 7.2.2 Material

Für die im Folgenden beschriebenen Analysen wurden die Laserscanningdaten aus der Sommerbefliegung verwendet. Die Etablierung der statistischen Zusammenhänge zwischen Laserscanningdaten und den forstlichen Bestandeskennwerten erfolgte anhand der folgenden Referenzflächen:

21 Lärchenberg A, 22 Lärchenberg B, 50 Hochwiesel A, 51 Hochwiesel B, 52 Sulzschachten A, 53 Sulzschachten B, 54 Höllbachau, 55 Rothkreuz, 56 Haselau, 57 Sallerhäng, 58 Totenschädel, 59 Recherau, 60 Feistenhäng A, 61 Feistenhäng B, 62 Hüttenau, 63 Gruben, 64 Schachtenebene, 65 Diensthütte, 71-75 Sallerhäng 134, 81-85 Sallerhäng 135, 91-98 Scheuereck 111.

## 7.2.3 Methodisches Vorgehen

### 7.2.3.1 Erzeugung der Datensätzen

Eine wesentliche Voraussetzung für die Anwendung dieser Methode ist eine sehr exakte Koregistrierung von Bodenreferenz und Laserdaten. Nur dadurch wird es möglich, die Laserdaten mit den Waldstrukturen in Verbindung zu bringen, die in ihnen spezifische Muster erzeugen. Da die Messgenauigkeit der Inventurpunkte im Bereich von einem Meter lag, war es nicht möglich, diese als Trainingsplots zu verwenden. Deshalb wurden die Referenzflächen als Grundlage für die Auswertung herangezogen. Jede Referenzfläche wurde in 20 x 20 m große Probequadrante zerlegt, für die jeweils die forstlichen Bestandeskennwerte und die Lasermetriken berechnet wurden.

Insgesamt wurden in die Untersuchungen 33 verschiedene Referenzflächen aus den Testgebieten C, D und E einbezogen. Probequadrante mit einem Totholzanteil von mehr als 5 % wurden nicht berücksichtigt. Zusammen konnten daraus 108 Probequadrante für die Analysen gewonnen werden.

Für die weiteren Auswertungen wurden die 108 Probequadrante den Klassen Nadelwald, Laubwald und Mischwald zugeordnet. Grundlage für die Zuordnung war der Grundflächenanteil der Baumarten.

$$\text{Nadelholzanteil} = \frac{\sum g_{(Fi, Ta)}}{\sum G_{(\text{Testfläche})}} \quad \text{Gleichung 60}$$

Der Laubbaumanteil wurde entsprechend Gleichung 60 berechnet. Anschließend wurden die Probequadrante mit mehr als 90 % Nadelbaumanteil der Klasse Nadelwald, Probequadrante mit mehr als 90 % Laubbaumanteil der Klasse Laubwald und alle verbleibenden Probequadrante der Klasse Mischbestand zugeordnet. Abgestorbene Bäume wurden bei der Klasseneinteilung nicht mitberücksichtigt. Als Ergebnis wurden jeweils 37 Probequadrante der Klasse Nadelwald und Mischwald sowie 34 Probequadrante der Klasse Laubwald zugeordnet.

### 7.2.3.2 Berechnung der Bestandeskennwerte aus den Bodendaten

Für die Berechnung der forstlichen Bestandeskennwerte wurden nur die Bäume, deren Stammfuß sich innerhalb des Probequadrates befindet, berücksichtigt. Abgestorbene Bäume wurden nicht in die Berechnung der Bestandeskennwerte einbezogen.

#### Holzvolumen (V)

Die Einzelvolumina wurden dabei aus einer Funktion der Grundfläche und der Formhöhe hergeleitet. Dabei wurden die Formzahlen von KENNEL (1973) verwendet.

$$V = g * f * h \quad \text{Gleichung 61}$$

#### Grundfläche (g)

Die Grundfläche  $G$  eines Bestandes ist ein auf den Hektar normierter Index. Die Stammkreisfläche  $g$  eines Baumes wird aus dem in 1,30 m Höhe gemessenen Brusthöhendurchmesser  $BHD_{1,3}$  nach der Kreisflächen-Formel berechnet. Dann ergibt sich für einen Bestand aus  $n$  lebenden eingemessenen Bäumen auf einer Probefläche von  $A$  Hektar die Grundfläche  $G$  nach folgender Gleichung:

$$G = \frac{\sum_{i=1}^n g_i}{A_{(ha)}}$$

Gleichung 62

$$g_i = \frac{\pi}{4} * BHD_{1,3}^2$$

**Mittelhöhe (h<sub>L</sub>)**

Arithmetisches Mittel aller Baumhöhen innerhalb eines Probequadrates.

$$h_L = \frac{1}{n} \sum_{n=1}^n h_i$$

Gleichung 63

**Grundflächengewichtete Mittelhöhe (h<sub>g</sub>)**

Berechnet sich aus der Summe der Produkte aller Baumhöhen mit den entsprechenden Grundflächen, dividiert durch die Summe der Grundflächen des Probequadrates.

$$h_g = \frac{\sum_{n=1}^n (h_i * g_i)}{\sum_{n=1}^n g_i}$$

Gleichung 64

**Dominante Höhe (h<sub>dom</sub>)**

Wurde als arithmetischer Mittelwert der 20 % höchsten Bäume eines Probequadrates ermittelt.

$$h_{dom} = \frac{1}{n_{20\%}} \sum_{n=1}^{n_{20\%}} h_i$$

Gleichung 65

**Mittlerer Brusthöhendurchmesser (Bhd)**

Arithmetisches Mittel aller Brusthöhendurchmesser innerhalb eines Probequadrates.

$$Bhd = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n d_i$$

Gleichung 66

**Grundflächengewichteter Brusthöhendurchmesser (Bhd<sub>g</sub>)**

Berechnet sich aus der Summe der Produkte aller Brusthöhendurchmesser mit den entsprechenden Grundflächen, dividiert durch die Summe der Grundflächen des Probequadrates.

$$h_g = \frac{\sum_{n=1}^n (BHD_i * g_i)}{\sum_{n=1}^n g_i}$$

Gleichung 67



**Dominanter Brusthöhendurchmesser ( $d_{dom}$ )**

Wurde als arithmetischer Mittelwert der 20 % stärksten Bäume eines Probequadrates ermittelt.

$$d_{dom} = \frac{1}{n_{20\%}} \sum_{i=1}^{n_{20\%}} BHD_i \quad \text{Gleichung 68}$$

**Brusthöhendurchmesser des Grundflächenmittelstammes ( $d_g$ )**

Der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes entspricht dem quadratischen Mittelwert aller Durchmesserwerte eines Bestandes.

$$d_g = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n d_i^2}{n}} \quad \text{Gleichung 69}$$

**Stammzahl (N)**

Anzahl von allen Bäumen auf den Hektar bezogen.

**Stand Density Index (SDI)**

Der Stand Density Index (SDI) gibt definitionsgemäß die Stammzahl je Hektar an, die ein Bestand bei einem Mitteldurchmesser von 25 cm hätte.

$$SDI = N_{dg_{beob}} \cdot \left( \frac{25}{dg_{beob}} \right)^{-1,605} \quad \text{Gleichung 70}$$

Der SDI leitet sich aus der von REINECKE (1933) beschriebenen Bestandesdichteregel her und stellt eine allometrische Beziehung zwischen dem Mitteldurchmesser  $d_g$  und der Stammzahl pro Hektar N vollbestockter unbewirtschafteter gleichaltriger Reinbestände dar. REINECKE (1933) und später KRAMER und HELMS (1985) und STERBA (1981) konnten belegen, dass bei Selbstdifferenzierung mit zunehmendem Mitteldurchmesser eine Abnahme der Stammzahl mit einer Steigung von  $b = - 1,605$  festzustellen ist und dieser Koeffizient von Baumart und Standort unabhängig ist.

PRETZSCH (2002) gibt für die Hauptbaumarten folgende Maximum-Rahmenwerte des Stand Density Indexes an:

Fichte	900 - 1100
Buche	650 – 750

**Crown Competition Factor (CCF)**

Der Crown Competition Factor wurde nach KRAJICEK et al. (1961) berechnet.

$$CCF = \frac{KG(\sum \text{Kronengrundfläche})}{A(\text{Flächengröße})} \quad \text{Gleichung 71}$$

Dieser Parameter gibt das Verhältnis der Summe  $KG$  der Kronengrundflächen aller Bäume des Bestandes zu seiner Flächengröße  $A$  an. Die Kronengrundfläche gibt die Fläche in Quadratmetern an, die sich bei Projektion der Krone auf dem ebenen Bestandesboden abzeichnet. Zur Bestimmung der Kronengrundflächensumme nutzt man aber nicht die wirklich gemessenen Kronengrundflächen der Einzelbäume; vielmehr werden potenzielle Kronengrundflächen berechnet, die sich aus einer Beziehung zwischen dem Brusthöhendurchmesser  $BHD$  und derjenigen Kronenbreite  $KB$  ergeben, die unter optimalen Wuchsbedingungen zu erwarten sind. Der CCF liefert damit ein Maß für den durchschnittlichen Konkurrenzdruck im Kronenraum. Mit zunehmender Summe aller Kronengrundflächen des Bestandes steigt die Konkurrenz im Kronenraum und somit auch der Kronenkonkurrenzfaktor.

Da keine Datenerhebung zur Bestimmung der Koeffizienten von Bäumen mit optimalen Wuchsbedingungen durchgeführt wurde, wurde die von SDINO (1996) angegebene Form des Zusammenhanges zwischen den Kronenbreiten ( $KB$ ) und dem BHD verwendet:

$$KG = \frac{\pi}{4} \cdot (e^a \cdot BHD_{1,3}^b)^2 \quad \text{Gleichung 72}$$

Zur Berechnung der Kronengrundfläche wurden die von HASENAUER (1997) hergeleiteten Koeffizienten verwendet. Da nur Werte für Buche und Fichte vorlagen, mussten diese auch auf die anderen Baumarten übertragen werden.

	a	b
<b>Fichte</b>	-0.3232	0.6441
<b>Buche</b>	0.2662	0.6072

Tabelle 73: Kronenbreitkoeffizienten nach HASENAUER (1997)

### Relative Density (RD)

Der  $Rd$  nach CURTIS (1970) ist definiert als Quotient aus Bestandesgrundfläche  $G$  in  $m^2/ha$  und der Wurzel aus dem Durchmesser des Grundflächenmittelstamms  $d_g$  in  $cm$ . Dieser Index wurde ursprünglich für reine Douglasienbestände entwickelt.

$$Rd = \frac{G_{beob}}{\sqrt{d_g}} \quad \text{Gleichung 73}$$

### Relative Density Index (RDI)

Der Relative Density Index  $RDI$  ist als das Verhältnis zwischen tatsächlicher Anzahl von Stämmen eines vorgegebenen mittleren Volumens (Einzelstammvolumen) und der größtmöglichen Anzahl von Stämmen des gleichen vorgegebenen mittleren Volumens definiert. Dieser Parameter basiert auf der Arbeit von YODA et al. (1963) und zeigt den Zusammenhang zwischen Sterblichkeit und intraspezifischem Wettbewerb. Der Grundgedanke ist hierbei, dass ein Bestand mit einem beliebig vorgegebenen Vorrat entweder aus vielen dünnen oder wenigen dicken Bäumen bestehen kann. Die „Max Size per Density Line“ (- auch: „3/2-Self-Thinning Line“ - anwendbar für alle Spezies) bezeichnet dabei die größte Anzahl von Bäumen eines vorgegebenen Volumens, die gleichzeitig auf einem Hektar stehen kann.

$$RDI = \frac{N_{beobachtet}}{N} \quad \text{Gleichung 74}$$

$$N = 2,47 \cdot e^{\frac{9,08 - \ln v}{1,5}}$$

Gleichung 75

Die wichtigsten statistischen Parameter der beschriebenen Bestandeskennwerte werden in der nachfolgenden Tabelle aufgeführt:

	Min	Max	Mittelwert	Standard-abweichung	V-koeff.
V [m <sup>3</sup> ] /ha	256	1408	642	276	43.0
G [m <sup>2</sup> ] /ha	13.3	81.8	43.5	16.6	38.2
N /ha	100	2575	567	447	78.8
h [m]	10.9	39.5	26.0	6.2	23.9
h <sub>g</sub> [m]	13.6	43.3	31.4	6.0	19.1
h <sub>dom</sub> [m]	16.2	48.0	33.0	6.4	19.4
Bhd o.R. [cm]	15.2	53.7	32.0	10.0	31.3
Bhd <sub>g</sub> [cm]	21.4	75.0	43.7	11.5	26.3
Bhd <sub>dom</sub> [cm]	29.3	93.5	53.2	13.9	26.1
d <sub>g</sub> [cm]	16.7	55.4	35.2	10.0	28.4
SDI	221.9	1534.1	783.8	291.9	37.2
CCF	77.2	756.3	282.2	119.5	42.3
RD	2.07	15.58	7.47	2.83	37.9
RDI	0.18	1.08	0.55	0.19	34.6

Tabelle 74: Charakterisierung der forstlichen Bestandeskennwerte der untersuchten Probequadrat (n=108). V: Volumen, G: Grundfläche, N: Stammzahl, h: Mittelhöhe, h<sub>g</sub>: grundflächengewichtete Mittelhöhe, h<sub>dom</sub>: maximale Höhe, Bhd o.R.: mittlerer Brusthöhendurchmesser, Bhd<sub>g</sub>: grundflächengewichteter Brusthöhendurchmesser, Bhd<sub>dom</sub>: maximaler Brusthöhendurchmesser, d<sub>g</sub>: Durchmesser des Grundflächenmittelstamms, SDI: Stand Density Index, CCF: Kronenkonkurrenzfaktor, RD: Relative Density, RDI: Relative Density Index

### 7.2.3.3 Berechnung von statistischen Parametern aus den Laserdaten

#### 7.2.3.3.1 Aufbereitung der Laserdaten.

Zunächst wurden die binär vorliegenden Laserrohdaten der Sommerbefliegung getrennt nach Last- und First-Pulse in ASCII-Daten umgewandelt und für die 20 x 20 m großen Probeflächen ausgeschnitten. Dabei wurde festgestellt, dass die Punktdichte innerhalb der Probeflächen z.T. stark schwankt (Tabelle 75).

	Min	Max	Mittelwert	Standard-abweichung
Sommer first	6.5	16.7	11.9	2.0
Sommer Last	3.5	13.9	9.0	2.9
Sommer First >2m	5.8	16.4	10.9	2.2
Sommer Last >2m	2.3	11.0	5.9	1.6

Tabelle 75: Verteilung der Lasermesswerte auf den Probeflächen je m<sup>2</sup>

Anschließend wurden die absoluten Höhenwerte der Laserrohdaten in relative Höhenwerte umgewandelt. Dazu wurden die Höhenwerte mit Hilfe einer bilinearen Interpolation (Abbildung 20: Prinzip der bilinearen Interpolation) in das Bodenmodell aus der Winterbefliegung interpoliert.

Wesentlich zur Beschreibung von Waldbeständen sind Informationen zu deren Höhe und zu deren Dichte. Entsprechend dieser Überlegung wurden sowohl höhen- als auch dichtebezogene Lasermetriken berechnet. Die verwendeten Metriken basieren auf vorliegenden Erfahrungen (NAESSET 2002, NAESSET 2004).

### 7.2.3.3.2 Höhenbezogene Metriken

Für die First-Pulse-Laserdaten und die Last-Pulse-Laserdaten wurden jeweils zwei Datensätze erzeugt:

First- und Last Pulse Daten für alle gesendeten Laserimpulse: Zu diesen Datensätzen gehören sowohl Reflexionen, die durch die Bodenoberfläche, Steine, Zwergsträucher, liegendes Totholz usw. als auch solche, die durch die Laub- und Nadelbiomasse der Bäume verursacht werden.

First- und Last-Pulse-Daten mit einem Höhenwert von über einem Meter: Ziel dieser Selektion sollte es sein, dass Reflexionen von Bodenoberfläche, von Steinen usw. weitestgehend ausgeschlossen werden (NILSSON 1996).

#### Höhenperzentile 10-90 ( $hp_{10}, \dots, hp_{90}$ )

Zur Berechnung dieser Werte werden alle Messwerte entsprechend ihrem Höhenwert sortiert und anschließend in 10 Perzentile eingeteilt. Der Parameter entspricht dann der Höhe des Messwertes an der 10 %ten, 20 %ten, ... 90 %ten Stelle.

#### Maxima ( $h_{\max}$ )

Höchster Messwert innerhalb einer Probefläche.

#### Mittelwert ( $h_{\text{mitt}}$ )

Mittelwert der relativen Höhen aller Messwerte innerhalb einer Probefläche.

#### Relativer Median ( $h_{\text{med}\%}$ )

Der Median der Höhen ausgedrückt als Prozentwert berechnet sich aus der Messpunkthöhe, die in der Mitte aller Laserpunkthöhen einer Testfläche gelegen ist, dividiert durch die maximale Laserpunkthöhe ( $h_{100}$ ), multipliziert mit 100.

$$h_{\text{med}\%} = \frac{h_{\text{median}}}{h_{100}} \cdot 100$$

Gleichung 76

#### Abweichung vom Mittelwert ( $h_{\text{avm}}$ )

Die mittlere Abweichung vom Mittelwert ist ein Maß für die Streuung der Messpunkthöhen innerhalb einer Testfläche. Sie berechnet sich aus der Summe der Differenzen der Messpunkthöhen ( $h_i$ ) und dem Mittelwert aller Messpunkthöhen ( $\bar{h}$ ), dividiert durch die Anzahl aller Messpunkthöhen ( $n$ ).

$$h_{\text{ma}} = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n |h_i - \bar{h}|$$

Gleichung 77

**Variationskoeffizient ( $h_{cv}$ )**

Quotient aus Standardabweichung der relativen Höhen und dem Mittelwert

$$VK = \frac{S \cdot 100}{h_{mitt}} \quad \text{Gleichung 78}$$

**7.2.3.3.3 Dichtebezogene Metriken**

Um die Dichte des Waldbestandes zu beschreiben, wurden verschiedene Durchdringungsraten berechnet. Die Berechnung dieser Parameter wurde ebenfalls getrennt für den First- und den Last-Pulse-Datensatz durchgeführt.

**Durchdringungsrate Gesamt ( $DD_{ges}$ )**

berechnet sich aus dem Quotienten aller First- bzw. Last-Pulse-Messwerte, die unterhalb einem Meter Höhe gelegen sind (Bodenpunkte), zur Anzahl aller First- bzw. Last-Pulse-Messwerte, die insgesamt aufgenommen wurden.

$$DD_{ges} = (n_{<1}) / N \quad \text{Gleichung 79}$$

**Durchdringungsrate Oberschicht ( $DD_{OS}$ )**

berechnet sich aus dem Quotienten aller registrierten First- bzw. Last-Pulse-Punkte, die sich unterhalb der relativen Höhe von  $0,8 \cdot \text{Gesamthöhe}$  befinden, zur Anzahl aller First- bzw. Last-Pulse-Messwerte, die insgesamt aufgenommen wurden.

$$DD_{OS} = (n_{<0,8 \cdot h_{100}}) / N \quad \text{Gleichung 80}$$

**Durchdringungsrate Zwischenschicht ( $DD_{ZS}$ )**

berechnet sich aus dem Quotienten aller registrierten First- bzw. Last-Pulse-Punkte, die sich unterhalb der relativen Höhe  $0,5 \cdot \text{Gesamthöhe}$  befinden, zur Anzahl aller First- bzw. Last-Pulse-Messwerte, die sich unterhalb der relativen Höhe von  $0,8 \cdot \text{Gesamthöhe}$  befinden.

$$DD_{ZS} = (n_{<0,5 \cdot h_{100}}) / N_{(<0,8 \cdot h_{100})} \quad \text{Gleichung 81}$$

**Durchdringungsrate Unterschicht ( $DD_{US}$ )**

berechnet sich aus dem Quotienten aller First- bzw. Last-Pulse-Punkte, die sich unterhalb einem Meter absoluter Höhe befinden, zur Anzahl aller First- bzw. Last-Pulse-Messwerte, die unterhalb der relativen Höhe von  $0,5 \cdot \text{Gesamthöhe}$  liegen.

$$DD_{US} = (n_{<1}) / N_{(<0,5 \cdot h_{100})} \quad \text{Gleichung 82}$$

**Dichte der vertikalen Schichten ( $d_1, d_2, \dots, d_9$ )**

Zur Berechnung dieser Metriken wurde der Bestand in 10 gleich breite Höhengschichten unterteilt und anschließend der Quotient aus der Anzahl der Messwerte über der jeweiligen Höhengschicht und der Gesamtzahl der Messwerte gebildet.

$$d_1 = (n_{>(\max/10 \cdot 1)})/N, d_2 = (n_{>(\max/10 \cdot 2)})/N, \dots, d_9 = (n_{>(\max/10 \cdot 9)})/N \quad \text{Gleichung 83}$$

**7.2.3.4 Multiple Regressionsanalysen**

Nachdem für jede 20 x 20 m Probefläche sowohl die forstlichen Bestandeskennwerte als auch die Lasermetriken berechnet waren, mussten die Bestandeskennwerte und die Lasermetriken in Beziehung gesetzt werden. Dazu wurden multiple Regressionsanalysen durchgeführt. In der multiplen Regressionsanalyse werden multiplikative Modelle als lineare Regression geschätzt.

Das multiplikative Model wurde wie folgt formuliert:

$$Y = \beta_0 h_{0sf}^{\beta_1} h_{10sf}^{\beta_2} \dots h_{90sf}^{\beta_{10}} h_{mittsf}^{\beta_{11}} h_{cvsf}^{\beta_{12}} h_{0sl}^{\beta_{13}} h_{10sl}^{\beta_{14}} \dots h_{90sl}^{\beta_{22}} h_{mittsl}^{\beta_{23}} h_{cvsl}^{\beta_{24}} \dots d_{0sl}^{\beta_{79}} d_{10sl}^{\beta_{80}} \dots d_{90sl}^{\beta_{88}} \quad \text{Gleichung 84}$$

Die zur Schätzung verwendete lineare Form lautet wie folgt:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 h_{10sf} + \beta_2 h_{20sf} + \dots + \beta_{10} h_{90sf} + \beta_{11} h_{mittsf} + \beta_{12} h_{cvsf} + \beta_{13} h_{10sl} + \beta_{14} h_{20sl} \\ + \beta_{22} h_{90sl} + \beta_{23} h_{mittsl} + \beta_{24} h_{cvsl} + \dots + \beta_{79} d_{1sl} + \beta_{80} d_{2sl} + \dots + \beta_{88} d_{9sl} \quad \text{Gleichung 85}$$

Dabei entspricht Y der abhängigen Variablen (Zielvariable) und stellt die Werte für die forstlichen Bestandeskennwerte dar, die in den jeweiligen Referenzflächen ermittelt wurden: V [ $m^3 \cdot ha^{-1}$ ], G [ $m^2 \cdot ha^{-1}$ ], N [ $ha^{-1}$ ],  $h_L$  [m],  $h_g$  [m],  $h_{dom}$  [m], Bhd o.R. [cm], Bhd<sub>g</sub> [cm], Bhd<sub>dom</sub> [cm],  $d_g$  [cm], SDI, CCF, RD, RDI;

Insgesamt liegen 82 unabhängige Variablen (Lasermetriken) vor, die in die Auswertungen einbezogen wurden:<sup>1</sup>

**First Pulse:****Höhenbezogene Variablen:**

$hp_{10sf}, hp_{20sf}, hp_{30sf}, hp_{40sf}, hp_{50sf}, hp_{60sf}, hp_{70sf}, hp_{80sf}, hp_{90sf}, h_{mittsf}, h_{cvsf}, h_{maxsf}, h_{med\%sf}, h_{avmsf}$   
 $hp_{10vsf}, hp_{20vsf}, hp_{25vsl}, hp_{30vsf}, hp_{40vsf}, hp_{50vsf}, hp_{60vsf}, hp_{70vsf}, hp_{75vsl}, hp_{80vsf}, hp_{90vsf}, h_{mittvsf},$   
 $h_{cvvsf}, h_{maxvsf}, h_{med\%vsf}, h_{avmvsf}$

**Dichtebezogene Variablen:**

$DD_{ges sf}, DD_{os sf}, DD_{zs sf}, DD_{us sf}, d_{1 sf}, d_{2 sf}, d_{3 sf}, d_{4 sf}, d_{5 sf}, d_{6 sf}, d_{7 sf}, d_{8 sf}, d_{9 sf}$

**Last Pulse:**

<sup>1</sup> sl: Sommer last pulse

sf: Sommer first pulse

vsl: Sommer last pulse, Vegetation (alle Reflexionen > 1m)

vsf: Sommer first pulse, Vegetation (alle Reflexionen > 1m)

### Höhenbezogene Variablen:

$hp_{10\ sl}$ ,  $hp_{20\ sl}$ ,  $hp_{30\ sl}$ ,  $hp_{40\ sl}$ ,  $hp_{50\ sl}$ ,  $hp_{60\ sl}$ ,  $hp_{70\ sl}$ ,  $hp_{80\ sl}$ ,  $hp_{90\ sl}$ ,  $h_{mitt\ sl}$ ,  $h_{cv\ sl}$ ,  $h_{max\ l}$ ,  $h_{med\% \ sl}$ ,  $h_{avm\ sl}$ ,  
 $hp_{10\ vsl}$ ,  $hp_{20\ vsl}$ ,  $hp_{25\ vsl}$ ,  $hp_{30\ vsl}$ ,  $hp_{40\ vsl}$ ,  $hp_{50\ vsl}$ ,  $hp_{60\ vsl}$ ,  $hp_{70\ vsl}$ ,  $hp_{75\ vsl}$ ,  $hp_{80\ vsl}$ ,  $hp_{90\ vsl}$ ,  $h_{mitt\ vsl}$ ,  
 $h_{cv\ vsl}$ ,  $h_{max\ vsl}$ ,  $h_{med\% \ vsl}$ ,  $h_{avm\ vsl}$

### Dichtebezogene Variablen:

$DD_{ges\ sl}$ ,  $DD_{os\ sl}$ ,  $DD_{zs\ sl}$ ,  $DD_{us\ sl}$ ,  $d_1\ sl$ ,  $d_2\ sl$ ,  $d_3\ sl$ ,  $d_4\ sl$ ,  $d_5\ sl$ ,  $d_6\ sl$ ,  $d_7\ sl$ ,  $d_8\ sl$ ,  $d_9\ sl$

### Erläuterungen:

Die Auswahl der unabhängigen Variablen wurde mit dem Statistikprogramm SPSS durch die Einstellung „schrittweise Auswahl“ vorgenommen. In den linearen Regressionsmodellen wurde keine unabhängige Variable mit einer partiellen F-Statistik und mit einer Signifikanz größer als 0,5 aufgenommen. Dabei wurde der Ansatz gewählt, dass die Summe der Abweichungsquadrate aller Y-Werte minimal ist. Zur Prüfung der Güte der Modelle wurden die gleichen Kriterien, wie unter 6.4.3.3 beschrieben, verwendet. Hinsichtlich der Korrelation zwischen den einzelnen Lasermetriken sei auf Abschnitt 6.4.7.3.2.3 verwiesen.

## 7.2.4 Ergebnisse

### 7.2.4.1 Alle Probeflächen

Betrachtet man die Ergebnisse für die einzelnen Bestandeskenngrößen, fallen sofort die relativ guten Ergebnisse für die Schätzung der verschiedenen Höhenkennwerte auf. Das Bestimmtheitsmaß für die mittlere Höhe liegt bei 0,77. Die Zusammenhänge bei grundflächengewichteter Höhe und dominanter Höhe sind mit 0,96 und 0,94 noch wesentlich besser.

Auch die Regressionsgleichungen für die verschiedenen Durchmesser kennwerte zeigen mit Bestimmtheitsmaßen von jeweils über 0,75 eine sehr gute Anpassung. Mit einem  $R^2$  von 0,82 wird beim grundflächengewichteten BHD das beste Ergebnis erreicht. Auffällig ist, dass bei allen Brusthöhendurchmessern vergleichsweise viele Regressionskoeffizienten ausgewählt wurden. Dies könnte einen sogenannten Overfit dieser Modelle zur Folge haben.

Weniger gut sind die Resultate für die Schätzung des Volumens, der Grundfläche, der Stammzahl und der verschiedenen Dichteindizes. Insbesondere für die Grundfläche erreicht  $R^2$  nur einen Wert von 0,43. Eine Ausnahme bei den Dichteindizes bildet der CCF, bei dem die Regressionsmodelle eine gute Anpassung erreichen (0,82).

Die Werte für den Variationskoeffizienten des RMS-Fehlers ( $VK_{RMS}$ ) ergeben ein ähnliches Bild: Alle Höhen können mit einem  $VK_{RMS}$  von unter 16 % geschätzt werden. Bei der grundflächengewichteten Höhe und der dominanten Höhe liegt der Fehler jeweils sogar unter 5 %. Bei den Brusthöhendurchmessern weist der dominante BHD mit 13,1 % den größten Fehler auf. Der grundflächengewichtete BHD wird hingegen mit einem Fehler von unter 10 % geschätzt. Bei Vorrat und Grundfläche liegt der Fehler mit etwa 30 % wesentlich höher. Ähnlich hohe Werte werden auch bei den Bestandesdichteindizes erreicht. Nur der CCF macht hier mit 18 % eine Ausnahme. Der größte Fehler wird bei der Stammzahl mit 44 % erreicht.

Zielvariable	Regressionsmodell	R <sup>2</sup>
N=108	<b>Alle Probeflächen</b>	
V [m <sup>3</sup> /ha]	$-83.333 + 0.135.812*hp_{90\ vsl} - 776.497*dd_{zs\ sf} - 42.448*hp_{30\ vsf} - 75.261*hp_{90\ sl}$	0.52
G [m <sup>2</sup> /ha]	$59.861 - 48.791*d_{9\ sf} + 17.383*h_{avm\ sf} - 11.206*h_{cv\ sf} - 0.496*hp_{30\ sl} + 0.745*hp_{40\ sl} - 24.539*dd_{zssf} - 231.213*d_{1sl} + 207.560*d_{2sl}$	0.43
N /ha	$2765.563 - 1922.943*dd_{ges\ sf} - 1761.015*dp_{9\ sf} - 52.382*hp_{100\ sf}$	0.69
h [m]	$37.703 - 39.545*d_{1\ sl} + 2.065*h_{mitt\ sf} - 1.127*hp_{60\ vsl} - 25.596*dd_{ges\ sl}$	0.77
h <sub>g</sub> [m]	$7.426 + 0.801*hp_{90\ vsf} - 10.530*d_{2\ sf} + 0.118*hp_{40\ sf} + 0.154*h_{max\ sl}$	0.96
h <sub>dom</sub> [m]	$17.631 + 0.429*h_{max\ sl} - 3.991*dd_{us\ sl} + 0.607*hp_{90\ vsf} + 11.289*d_{9\ sf} - 0.262*h_{med\ %\ sf} + 0.278*hp_{50\ vsl} - 0.107*hp_{20\ sf} - 0.464*h_{cv\ sf}$	0.94
Bhd o.R. [cm]	$-58.533 - 87.243*d_{1\ sl} + 1.010*h_{max\ sl} + 305.273*dd_{ges\ sf} + 355.339*d_{3\ sf} - 8.735*dd_{us\ sl} - 72.968*dd_{ges\ sl} + 0.342*hp_{10\ sf} - 2.023*h_{40\ vsl} + 1.342*hp_{40\ sf} - 218.320*d_{4\ sf} + 31.105*d_{9\ sf} - 30.176*dd_{zs\ sf} + 0.441*h_{70\ sl}$	0.83
Bhd <sub>g</sub> [cm]	$102.535 + 3.267*hp_{90\ vsf} - 4.187*hp_{50\ vsl} + 1.345*hp_{25\ vsl} - 101.289*d_{1\ sf} + 0.590*hp_{70\ sl} - 8.390*dd_{us\ sl} + 0.882*hp_{30\ sf} + 0.320*hp_{10\ sf} - 0.284*hp_{60\ sl} - 0.653*hp_{10\ sf}$	0.86
Bhd <sub>dom</sub> [cm]	$163.731 - 1.111*h_{med\ %\ sl} + 0.839*hp_{20\ vsl} - 18.195*dd_{us\ sl} - 79.521*d_{1\ sf} + 49.213*d_{9\ sl} + 1.038*hp_{70\ sl} + 17.607*dd_{os\ sf} + 0.206*hp_{20\ sl}$	0.75
d <sub>g</sub> [cm]	$39.217 + 60.957*dd_{ges\ sf} + 2.773*hp_{90\ vsf} - 1.582*hp_{80\ sl} + 1.093*hp_{70\ sl} + 0.206*hp_{10\ sf} - 15.892*dd_{us\ sl} - 48.687*d_{1\ sl} - 1.578*h_{cv\ sf} - 1.243*hp_{50\ sl} + 0.221*hp_{40\ sl} + 0.244*hp_{20\ sl}$	0.84
SDI	$1357.599 - 7.357*hp_{20\ sl} - 119.152*hp_{30\ vsf} - 1005.954*dd_{zs\ sf} + 49.413*hp_{90\ vsl} + 48.430*hp_{20\ vsf}$	0.40
CCF	$260.090 + 433.700*d_{5\ sl} - 7.406*hp_{90\ sl} - 505.791*d_{9\ sf} + 211.033*d_{8\ sf} - 71.894*dd_{us\ sf} - 2.794*hp_{20\ sl}$	0.82
RD	$15.302 - 3.093*dd_{zs\ sl} - 0.103*hp_{20\ sl} - 0.516*hp_{30\ vsf} - 8.435*dd_{zs\ sf} + 0.314*hp_{80\ vsl}$	0.41
RDI	$0.650 - 0.547*dd_{zs\ sf} + 0.133*ma_{sf} - 8.34E-02*h_{cv\ sf} - 0.418*d_{9\ sf}$	0.35

Tabelle 76: Statistische Zusammenhänge zwischen den am Boden bestimmten Bestandeskennwerten (=abhängige Variablen) und den Lasermetriken (unabhängige Variablen) aus der schrittweisen, multiplen Regressionsanalyse für alle Probeflächen. Zur Erläuterung der verwendeten Abkürzungen siehe Tabelle 74. Die Bedeutung der Abkürzungen der Lasermetriken sind in Abschnitt 7.2.3.3 beschrieben.

Zielvariable	Mittel	Min.	Max.	RMSE	VK <sub>RMS</sub> [%]
V [m <sup>3</sup> /ha]	642	-498	501	190.5	29.7
G [m <sup>2</sup> /ha]	43.5	-31.3	24.8	12.5	28.8
N /ha	567	-851	567	250.0	44.1
h [m]	26.0	-6.4	11.8	3.0	11.5
h <sub>g</sub> [m]	31.4	-2.9	3.3	1.3	4.0
h <sub>dom</sub> [m]	33.0	-9.2	3.3	1.6	4.7
Bhd o.R. [cm]	32.0	-11.5	12.8	4.1	12.9
Bhd <sub>g</sub> [cm]	43.7	-12.8	9.6	4.3	9.8
Bhd <sub>dom</sub> [cm]	53.2	-25.6	15.4	7.0	13.1
d <sub>g</sub> [cm]	35.2	-11.0	16.4	4.0	11.4
SDI	783.8	-571.6	680.3	225.4	28.8
CCF	282.2	-139.6	110.8	50.1	17.8
RD	7.47	-5.47	5.82	2.2	29.1
RDI	0.55	-0.44	0.33	0.16	29.1

Tabelle 77: Vergleich der aus Bodendaten berechneten forstlichen Bestandeskennwerten mit den aus den Laserscanningdaten geschätzten Werten für alle Probeflächen. Mittel: arithmetisches Mittel der Bodendaten, Min: größte negative Abweichung, Max: größte positive Abweichung, RMSE: Root Mean Square Error, VK<sub>RMS</sub>: Variationskoeffizient des RMSE. Zur Erläuterung der verwendeten Abkürzungen für die forstlichen Bestandeskennwerte siehe Tabelle 74.



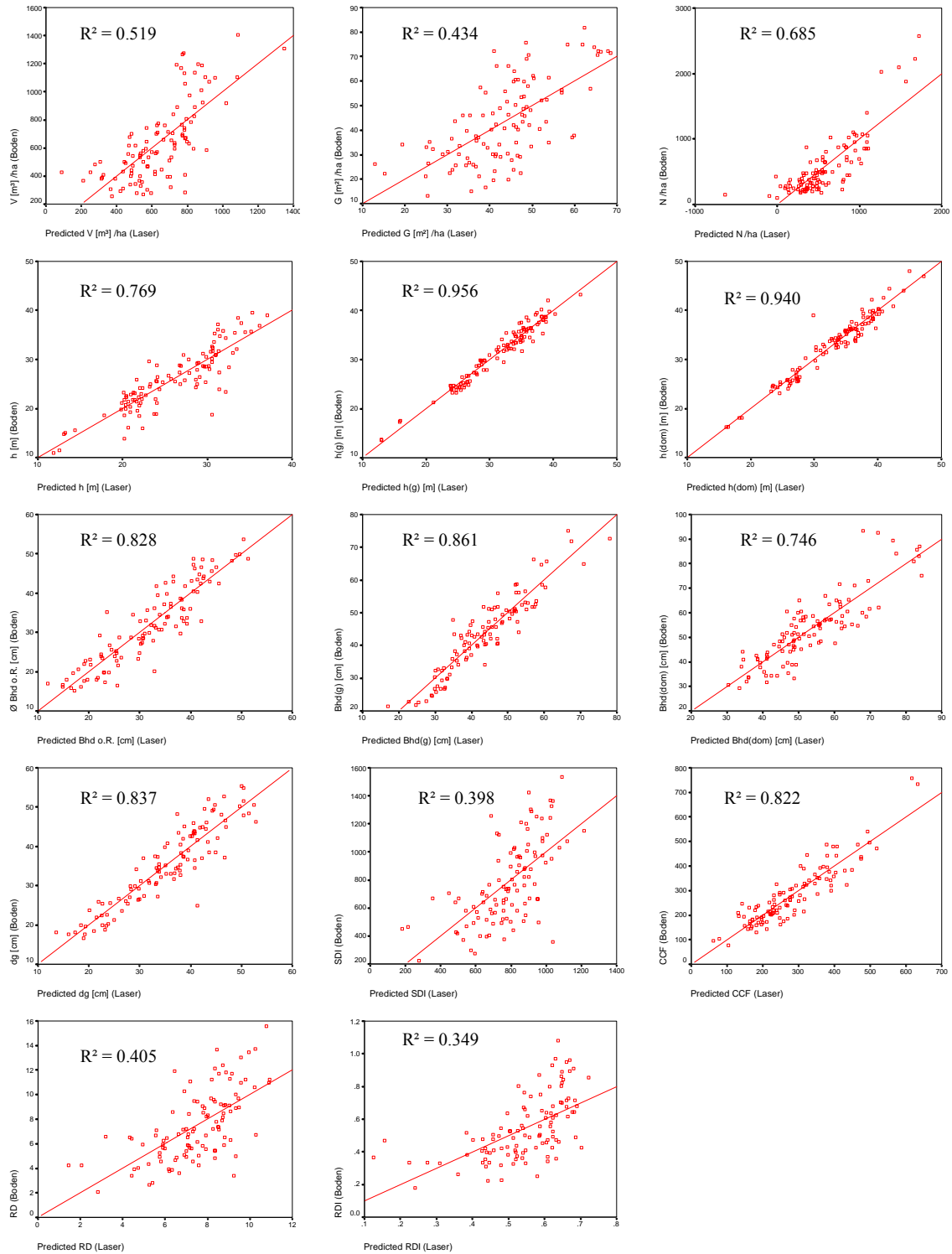


Abbildung 110: Streudiagramme für alle Probeflächen, in denen die aus terrestrischen Messungen hergeleiteten Bestandeskennwerte und die aus den Laserscanningdaten geschätzten Werte dargestellt sind. Zusätzlich ist die jeweilige Regressionsgerade und das Bestimmtheitsmaß dargestellt.  $V$ : Volumen,  $G$ : Grundfläche,  $N$ : Stammzahl,  $h$ : Mittelhöhe,  $h_g$ : grundflächengewichtete Mittelhöhe,  $h_{dom}$ : maximale Höhe,  $Bhd$  o.R.: mittlerer Brusthöhendurchmesser,  $Bhd_g$ : grundflächengewichteter Brusthöhendurchmesser,  $Bhd_{dom}$ : maximaler Brusthöhendurchmesser,  $d_g$ : Durchmesser des Grundflächenmittelstammes,  $SDI$ : Stand Density Index,  $CCF$ : Kronenkonkurrenzfaktor,  $RD$ : Relative Density,  $RDI$ : Relative Density Index

## 7.2.4.2 Nadelwald

Zielvariable	Regressionsmodell	R <sup>2</sup>
N=37	Nadelwald	
V [m <sup>3</sup> /ha]	$213.642 + 24.867*hp_{70\ sl} + 1446.666*hp_{10\ sl} + 304.288*dd_{us\ sf} + 5.511*hp_{40\ sl}$	0.82
G [m <sup>2</sup> /ha]	$59.120 - 86.611*dd_{ges\ sf} + 98.840*hp_{10\ sl} + 28.265*dd_{us\ sl}$	0.56
N /ha	$1372.842 - 56.737*h_{max\ sl} + 2319.744*d_{1\ sl}$	0.71
h [m]	$8.324 + 1.111*hp_{25\ vsf} - 27.489*d_{3\ sl} + 27.449*hp_{10\ sl} + 14.440*d_{3\ sf}$	0.90
h <sub>g</sub> [m]	$-1.032 + 0.404*hp_{100\ sl} - 8.50E-02*hp_{40\ sl} + 7.123*hp_{10\ sl} + 0.678*hp_{80\ vsf}$	0.98
h <sub>dom</sub> [m]	$4.409 - 9.020*d_{7\ sf} + 5.090*hp_{10\ sl} + 1.164*hp_{80\ sf}$	0.98
Bhd o.R. [cm]	$24.468 + 19.219*dd_{us\ sf} + 2.705*h_{avm\ sl} - 204.667*d_{1\ sl} + 185.278*d_{2\ sl}$	0.73
Bhd <sub>g</sub> [cm]	$12.871 + 20.367*dd_{us\ sf} + 5.264*h_{avm\ sf}$	0.77
Bhd <sub>dom</sub> [cm]	$19.539 + 6.024*h_{avm\ sf} + 18.050*dd_{us\ sf}$	0.66
d <sub>g</sub> [cm]	$36.735 + 0.766*h_{max\ sl} - 47.643*d_{4\ sl}$	0.65
SDI	$701.985 - 155.303*h_{30\ vsf} - 6450.832*d_{3\ sl} + 117.534*hp_{40\ vsf} + 9185.884*d_{5\ sl} - 7.292*h_{10\ sf}$	0.82
CCF	$480.625 - 554.934*dd_{ges\ sf} - 4.368*h_{50\ sf} - 7.183*h_{cv\ sl} + 184.692*hp_{10\ sl}$	0.86
RD	$16.777 - 9.029*dd_{zs\ sl} - 0.282*hp_{25\ vsf} + 14.097*d_{7\ sl}$	0.69
RDI	$-0.131 + 0.927*hp_{10\ sl} + 0.666*d_{7\ sl} + 0.802*d_{1\ sf}$	0.74

Tabelle 78: Statistische Zusammenhänge zwischen den am Boden bestimmten Bestandeskennwerten (=abhängige Variablen) und den Lasermetriken (unabhängige Variablen) aus der schrittweisen, multiplen Regressionsanalyse auf den Nadelwaldflächen. Zur Erläuterung der verwendeten Abkürzungen siehe Tabelle 74. Die Bedeutung der Abkürzungen der Lasermetriken sind in Abschnitt 7.2.3.3 beschrieben.

Zielvariable	Mittel	Min.	Max.	RMSE	VK <sub>RMS</sub> [%]
V [m <sup>3</sup> /ha]	816.2	-312	203	117.6	11
G [m <sup>2</sup> /ha]	56.1	-19.2	22.1	8.94	15
N /ha	574.3	-871	477	288	63
h [m]	27.9	-4.8	7.4	2.3	8
h <sub>g</sub> [m]	32.5	-1.7	2.3	1.0	3
h <sub>dom</sub> [m]	33.4	-1.6	1.9	0.9	2
Bhd o.R. [cm]	37.9	-11.1	11.5	4.96	11
Bhd <sub>g</sub> [cm]	48.1	-9.3	11.0	5.07	10
Bhd <sub>dom</sub> [cm]	56.7	-19.8	16.4	7.56	10
d <sub>g</sub> [cm]	40.7	-12.0	8.9	5.31	12
SDI	964.3	-215.4	223.4	114.65	11
CCF	217.0	-49.4	53.9	25.39	11
RD	9.1	-2.91	3.74	1.51	15
RDI	0.6	-0.21	0.24	0.10	13

Tabelle 79: Vergleich der aus Bodendaten berechneten forstlichen Bestandeskennwerten mit den aus den Laserscanningdaten geschätzten Werten der Nadelwaldflächen. Mittel: arithmetisches Mittel der Bodendaten, Min: größte negative Abweichung, Max: größte positive Abweichung, RMSE: Root Mean Square Error, VK<sub>RMS</sub>: Variationskoeffizient des RMSE. Zur Erläuterung der verwendeten Abkürzungen für die forstlichen Bestandeskennwerte siehe Tabelle 74.

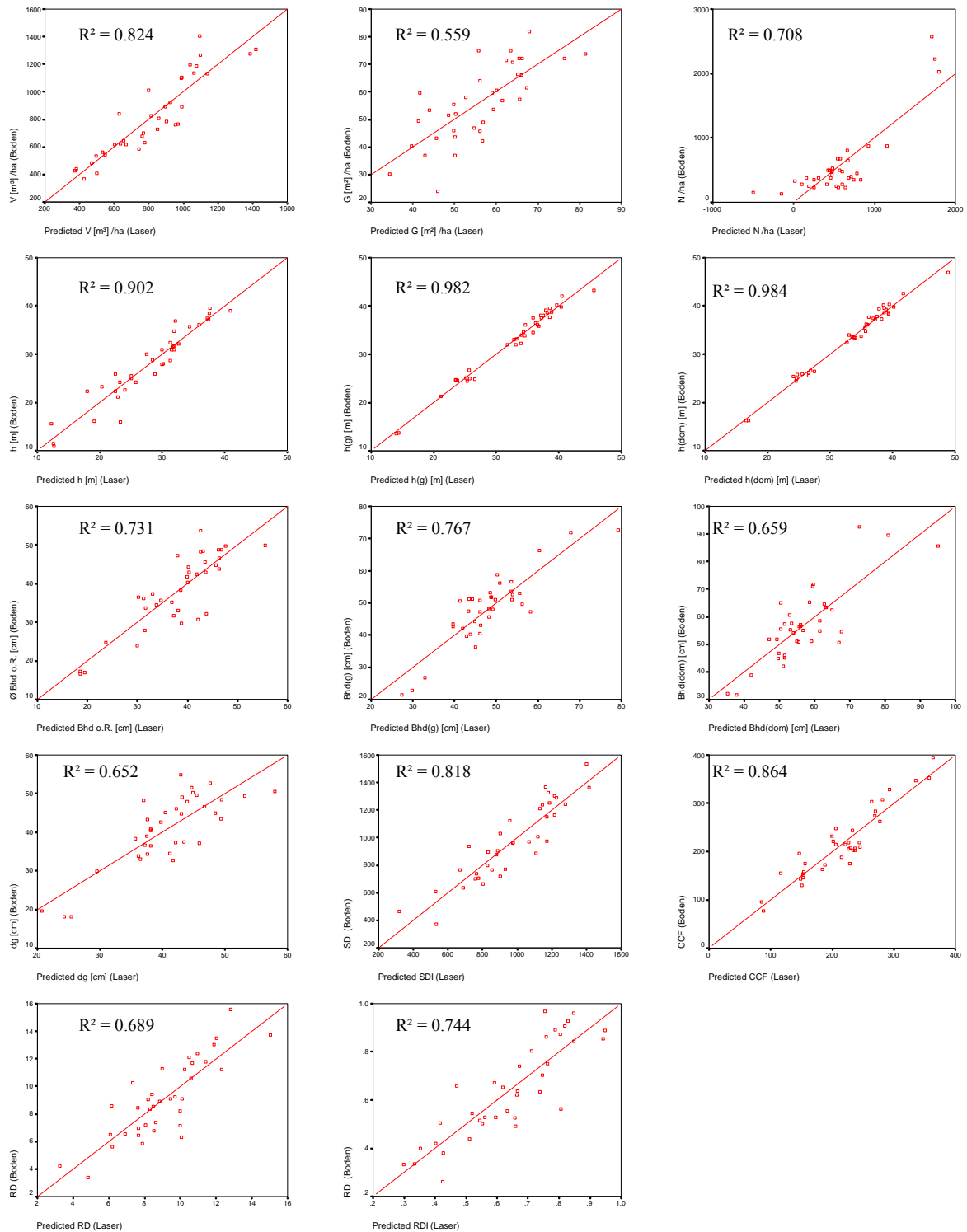


Abbildung 111: Streudiagramme der Nadelwaldflächen, in denen die aus terrestrischen Messungen hergeleiteten Bestandeskennwerte und die aus den Laserscanningdaten geschätzten Werte dargestellt sind. Zusätzlich ist die jeweilige Regressionsgerade und das Bestimmtheitsmaß dargestellt. V: Volumen, G: Grundfläche, N: Stammzahl, h: Mittelhöhe,  $h_g$ : grundflächengewichtete Mittelhöhe,  $h_{dom}$ : maximale Höhe, Bhd o.R.: mittlerer Brusthöhendurchmesser,  $Bhd_g$ : grundflächengewichteter Brusthöhendurchmesser,  $Bhd_{dom}$ : maximaler Brusthöhendurchmesser,  $d_g$ : Durchmesser des Grundflächenmittelstammes, SDI: Stand Density Index, CCF: Kronenkonkurrenzfaktor, RD: Relative Density, RDI: Relative Density Index.

Für die Klasse Nadelwald sind die Ergebnisse in ihrer Relation zueinander ähnlich wie bei der Betrachtung aller Probeflächen. Insgesamt ist die Anpassung der Modelle bei den meisten Bestandeskennwerten jedoch weit besser. So werden für alle Höhenkennwerte Bestimmtheitsmaße von über 0,90 erreicht. Für die grundflächengewichtete Höhe und die dominante Höhe erreichen sie sogar Werte von über 0,98. Die Durchmesserkenwerte weisen etwas geringere Bestimmtheitsmaße auf. Während der dominante Brusthöhendurchmesser nur einen Wert von nur 0,66 erreicht, liegt der grundflächengewichtete Brusthöhendurchmesser bei 0,77. Für die Anpassung der Regressionsgerade beim Vorrat wurde mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,82 ein sehr guter Wert erreicht. Der entsprechende Wert für die Grundfläche liegt nur bei 0,56. Für die Bestandesdichteindizes konnte ebenfalls eine gute Anpassung der Modelle erreicht werden ( $R^2$  jeweils über 0,69). Der CCF liegt sogar bei 0,86. Auch die Stammzahl je Hektar hat mit 0,71 ein vergleichsweise gutes Bestimmtheitsmaß.

Bei der Klasse Nadelwald zeigt der Variationskoeffizient des RMS-Fehlers bei den Höhenkennwerten die geringsten Werte (alle unter 8 %). Auch bei den Durchmesserkenwerten sind die Fehler relativ gering. Sie schwanken um 10 %. Das gleiche gilt für das Holzvolumen, die Grundfläche und die Bestandesdichteindizes. Während der  $VK_{RMS}$ -Wert bei Volumen, CCF und SDI nur 11 % beträgt, liegt er beim RDI bei 13 % und bei der Grundfläche und dem RD bei 15 %. Relativ schlecht ist nur das Ergebnis für die Stammzahl je Hektar. Hier beträgt der Fehler 63 %.

Auffällig ist, dass gegenüber der Variante „alle Probeflächen“ in keiner Regressionsgleichung mehr als fünf unabhängige Variablen aufgenommen wurden.

### 7.2.4.3 Laubwald

Durch die Klassifizierung hat sich die Relation der Modellanpassungen bei den Bestandeskennwerten untereinander auch bei den Laubwaldprobequadraten kaum verändert. Auch für die Laubwaldquadrate gilt, dass die Variabilität der verschiedenen Höhen am besten durch die Regressionsgleichung erklärt werden kann. Das geringste Bestimmtheitsmaß wird hier bei der mittleren Höhe mit einem Wert von 0,72, das höchste bei der grundflächengewichteten Höhe mit 0,97 erreicht. Bei den Kennwerten für den Brusthöhendurchmesser sind alle Bestimmtheitsmaße besser als 0,67, die beste Anpassung konnte beim grundflächengewichteten Brusthöhendurchmesser mit 0,93 erreicht werden. Auch die Werte für die Bestandesdichteindizes liegen alle über 0,67. Wie bereits bei den anderen Klassen erreicht hier der CCF das höchste Bestimmtheitsmaß. Die Variation des Holzvolumens (0,5) und der Grundfläche (0,66) kann mit den aufgestellten Gleichungen am schlechtesten erklärt werden. Dafür ist die Modellanpassung für die Stammzahl je Hektar mit 0,9 vergleichsweise gut.

Auch bei der Klasse Laubwald ist der Variationskoeffizient des RMS-Fehlers bei den Höhenkennziffern mit unter 9 % vergleichsweise gut. Aus der Reihe fällt hier nur die mittlere Höhe, deren Fehler 24 % erreicht. Die Kennwerte für die Brusthöhendurchmesser schneiden beim Laubwald sehr gut ab und erreichen Werte von besser als 11 %. Die Fehler für die Bestandesdichteindizes liegen bei der Klasse Laubwald alle gleichauf zwischen 13 und 15 %. Holzvolumen und Grundfläche können mit einem Fehler von 17,5 und 15,7 % ebenfalls gut geschätzt werden. Den schlechtesten Wert erreicht auch hier die Stammzahl je Hektar mit 24,2 %.

Mit Ausnahme der Gleichung für den grundflächengewichteten BHD wurden bei allen anderen Kennwerten weniger als fünf unabhängige Variablen in die Gleichungen aufgenommen.

Zielvariable	Regressionsmodell	R <sup>2</sup>
N=34	<b>Laubwald</b>	
V [m <sup>3</sup> /ha]	$1548.862 + 13.757*hp_{10\ sf} - 1476.145*d_{1\ sf} + 4.473*hp_{10\ sl}$	0.50
G [m <sup>2</sup> /ha]	$14.741 + 27.920*d_{7\ sl} - 8.098*dd_{us\ sl}$	0.66
N /ha	$3257.386 - 92.440*hp_{90\ sl} + 10.276*hp_{10\ sl}$	0.90
h [m]	$-1.971 + 4.593*hp_{75\ vsf} - 3.637*hp_{75\ vsl}$	0.72
h <sub>g</sub> [m]	$-2.486 + 1.160*hp_{80\ vsl} - 5.71E-02*hp_{20\ sl} - 1.971*dd_{us\ sl}$	0.97
h <sub>dom</sub> [m]	$-5.805 + 1.695*hp_{90\ sl} - 2.475*dd_{us\ sl} - 0.443*hp_{70\ sl}$	0.95
Bhd o.R. [cm]	$-12.795 + 1.408*h_{90\ vsl} - 8.645*dd_{us\ sl} + 17.709*d_{9\ sf}$	0.82
Bhd <sub>g</sub> [cm]	$-16.521 + 1.134*hp_{90\ sl} - 0.359*hp_{60\ sl} - 10.927*dd_{us\ sl} + 1.133*h_{mitt\ sl} + 19.645*d_{9\ sl} + 9.096*dd_{os\ sl}$	0.93
Bhd <sub>dom</sub> [cm]	$8.523 + 3.051*hp_{90\ sl} - 16.723*dd_{us\ sl} + 0.784*hp_{20\ vsl} - 2.290*hp_{40\ sf}$	0.67
d <sub>g</sub> [cm]	$-14.382 + 1.558*hp_{90\ vsl} - 8.828*dd_{us\ sl} + 18.978*d_{9\ sf}$	0.86
SDI	$907.911 - 22.488*hp_{90\ vsl} + 455.416*d_{7\ sl}$	0.79
CCF	$1065.735 - 34.025*hp_{90\ vsl} + 3.799*hp_{10\ sl} + 10.483*hp_{20\ vsf}$	0.90
RD	$14.550 - 0.599*hp_{90\ vsl} + 6.551E-02*hp_{10\ sl} + 0.305*hp_{70\ sl}$	0.86
RDI	$7.405E-02 + 0.471*d_{7\ sl}$	0.67

Tabelle 80: Statistische Zusammenhänge zwischen den am Boden bestimmten Bestandeskennwerten (=abhängige Variablen) und den Lasermetriken (unabhängige Variablen) aus der schrittweisen, multiplen Regressionsanalyse auf den Laubwaldflächen. Zur Erläuterung der verwendeten Abkürzungen siehe Tabelle 74. Die Bedeutung der Abkürzungen der Lasermetriken sind in Abschnitt 7.2.3.3 beschrieben.

Zielvariable	Mittel	Min.	Max.	RMSE	VK <sub>RMSE</sub> [%]
V [m <sup>3</sup> /ha]	410.9	-149	114	72.0	17.5
G [m <sup>2</sup> /ha]	28.9	-9.6	7.8	4.5	15.7
N /ha	611.8	-322	297	148.0	24.2
h [m]	23.7	-10.5	-2.0	5.7	24.1
h <sub>g</sub> [m]	28.6	-1.6	1.7	0.9	3.1
h <sub>dom</sub> [m]	29.6	-3.2	2.3	1.3	4.3
Bhd o.R. [cm]	25.5	-10.2	4.5	3.0	11.8
Bhd <sub>g</sub> [cm]	35.9	-8.2	3.8	2.4	6.6
Bhd <sub>dom</sub> [cm]	44.3	-15.1	9.3	5.3	11.9
d <sub>g</sub> [cm]	28.5	-7.2	4.7	2.7	9.6
SDI	578.5	-166.5	167.9	88.3	15.3
CCF	341.5	-71.3	76.0	44.7	13.1
RD	5.7	-1.44	1.26	0.8	13.3
RDI	0.4	-0.11	0.11	0.1	15.4

Tabelle 81: Vergleich der aus Bodendaten berechneten forstlichen Bestandeskennwerten mit den aus den Laserscanningdaten geschätzten Werten für die Laubwaldflächen. Mittel: arithmetisches Mittel der Bodendaten, Min: größte negative Abweichung, Max. größte positive Abweichung, RMSE: Root Mean Square Error, VK<sub>RMSE</sub>: Variationskoeffizient des RMSE. Zur Erläuterung der verwendeten Abkürzungen für die forstlichen Bestandeskennwerte siehe Tabelle 74.

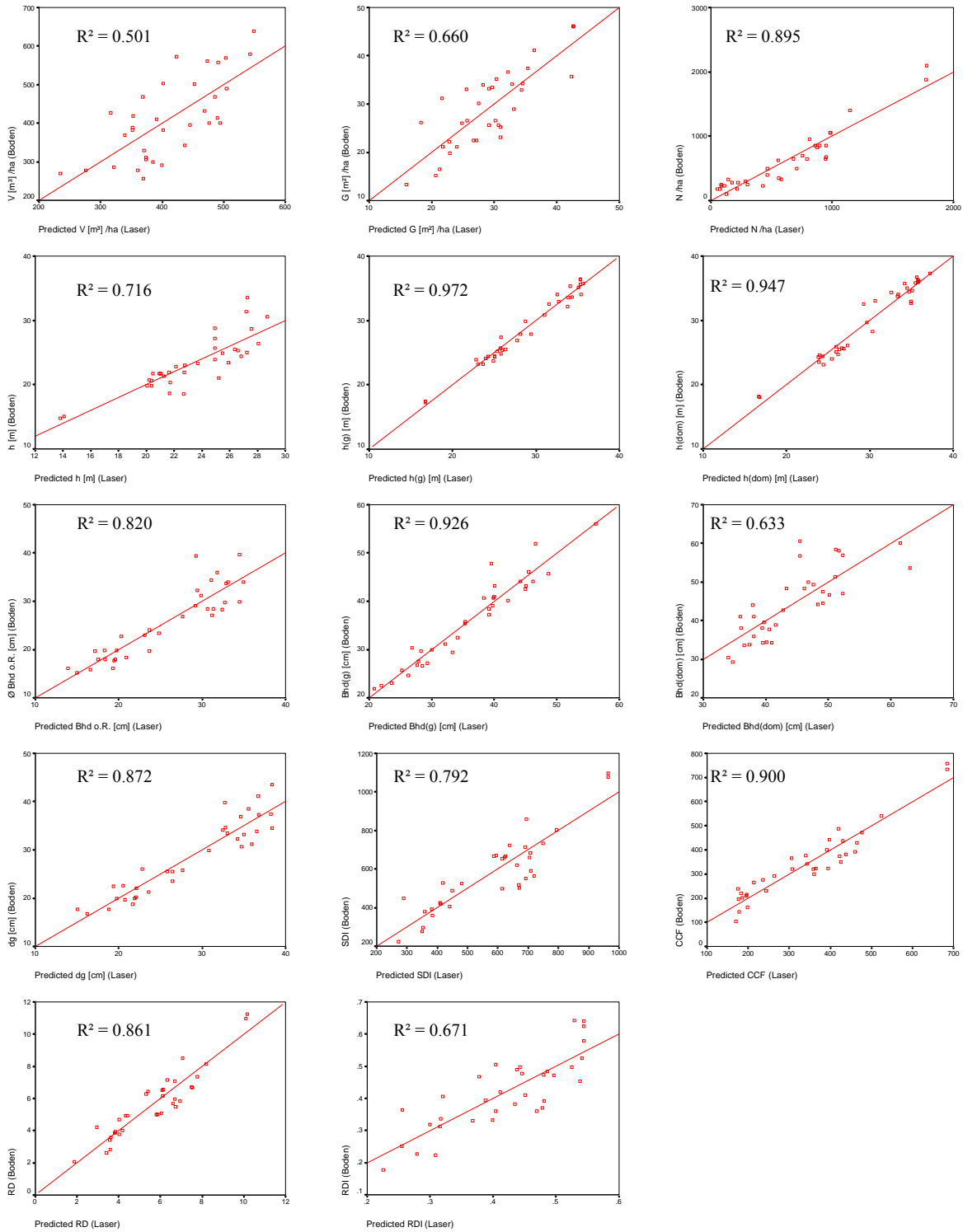


Abbildung 112: Streudiagramme der Laubwaldflächen, in denen die aus terrestrischen Messungen hergeleiteten Bestandeskennwerte und die aus den Laserscanningdaten geschätzten Werte dargestellt sind. Zusätzlich ist die jeweilige Regressionsgerade und das Bestimmtheitsmaß dargestellt. V: Volumen, G: Grundfläche, N: Stammzahl, h: Mittelhöhe,  $h_g$ : grundflächengewichtete Mittelhöhe,  $h_{dom}$ : maximale Höhe, Bhd o.R.: mittlerer Brusthöhendurchmesser,  $Bhd_g$ : grundflächengewichteter Brusthöhendurchmesser,  $Bhd_{dom}$ : maximaler Brusthöhendurchmesser,  $d_g$ : Durchmesser des Grundflächenmittelstammes, SDI: Stand Density Index, CCF: Kronenkonkurrenzfaktor, RD: Relative Density, RDI: Relative Density Index

## 7.2.4.4 Mischwald

Zielvariable	Regressionsmodell	R <sup>2</sup>
N=37	<b>Mischwald</b>	
V [m <sup>3</sup> /ha]	$-1027.086 + 16.142*hp_{40\ sl} + 45.723*hp_{90\ vsf}$	0.72
G [m <sup>2</sup> /ha]	$-33.838 + 1.061*hp_{40\ sl} + 10.073*hp_{90\ vsf} - 8.476*hp_{80\ vsf}$	0.68
N /ha	$1419.853 - 21.627*h_{max\ sl} + 15.668*hp_{40\ sl} + 521.171*dd_{us\ sl} - 25.427*h_{mitt\ sf}$	0.80
h [m]	$-3.910 + 0.987*hp_{60\ vsf} + 4.752*dd_{us\ sf}$	0.67
h <sub>g</sub> [m]	$11.529 + 0.967*hp_{90\ vsf} - 11.217*d_{2\ sf}$	0.87
h <sub>dom</sub> [m]	$4.102 + 0.898*h_{max\ sf} - 5.687*dd_{us\ sl} + 24.261*d_{9\ sf}$	0.77
Bhd o.R. [cm]	$-30.123 + 1.893*hp_{90\ vsf}$	0.57
Bhd <sub>g</sub> [cm]	$35.967 - 0.677*h_{med\% \ sl} + 1.838*hp_{90\ sf}$	0.79
Bhd <sub>dom</sub> [cm]	$29.293 - 31.966*dd_{us\ sl} + 1.381*h_{max\ sf}$	0.68
d <sub>g</sub> [cm]	$-19.744 + 2.736*hp_{90\ vsf} - 1.220*hp_{70\ sl}$	0.68
SDI	$413.777 + 17.696*hp_{40\ sl} + 408.865*d_{8\ sf}$	0.62
CCF	$6.406 + 470.541*d_{5\ sl}$	0.71
RD	$2.549 + 0.189*hp_{40\ sl} + 3.079*dd_{us\ sl}$	0.64
RDI	$0.264 + 5.888E-03*hp_{10\ sf} + 8.333E-03*hp_{40\ sl} + 0.311*d_{8\ sf}$	0.67

Tabelle 82: Statistische Zusammenhänge zwischen den am Boden bestimmten Bestandeskennwerten (=abhängige Variablen) und den Lasermetriken (unabhängige Variablen) aus der schrittweisen, multiplen Regressionsanalyse in den Mischwaldflächen. Zur Erläuterung der verwendeten Abkürzungen siehe Tabelle 74. Die Bedeutung der Abkürzungen der Lasermetriken sind in Abschnitt 7.2.3.3 beschrieben.

Zielvariable	Mittel	Min.	Max.	RMSE	VK <sub>RMSE</sub> [%]
V [m <sup>3</sup> /ha]	680.6	-198	297	118.1	17.4
G [m <sup>2</sup> /ha]	44.3	-13.2	23.6	8.0	18.1
N /ha	518.9	-271	433	131.5	25.3
h [m]	26.6	-5.2	12.3	3.1	11.8
h <sub>g</sub> [m]	32.9	-3.6	3.1	1.4	4.2
h <sub>dom</sub> [m]	35.7	-7.8	4.9	2.3	6.4
Bhd o.R. [cm]	32.1	-11.6	17.5	5.7	17.9
Bhd <sub>g</sub> [cm]	46.4	-11.8	8.2	4.9	10.6
Bhd <sub>dom</sub> [cm]	57.7	-26.5	14.8	8.1	14.0
d <sub>g</sub> [cm]	35.9	-12.4	15.8	5.1	14.1
SDI	791.8	-247.0	465.3	157.9	19.9
CCF	293.0	-139.1	112.0	54.1	18.5
RD	7.5	-2.51	4.28	1.5	19.8
RDI	0.6	-0.19	0.32	0.1	18.4

Tabelle 83: Vergleich der aus Bodendaten berechneten forstlichen Bestandeskennwerten mit den aus den Laserscanningdaten geschätzten Werten der Mischwaldflächen. Mittel: arithmetisches Mittel der Bodendaten, Min: größte negative Abweichung, Max. größte positive Abweichung, RMSE: Root Mean Square Error, VK<sub>RMSE</sub>: Variationskoeffizient des RMSE. Zur Erläuterung der verwendeten Abkürzungen für die forstlichen Bestandeskennwerte siehe Tabelle 74.

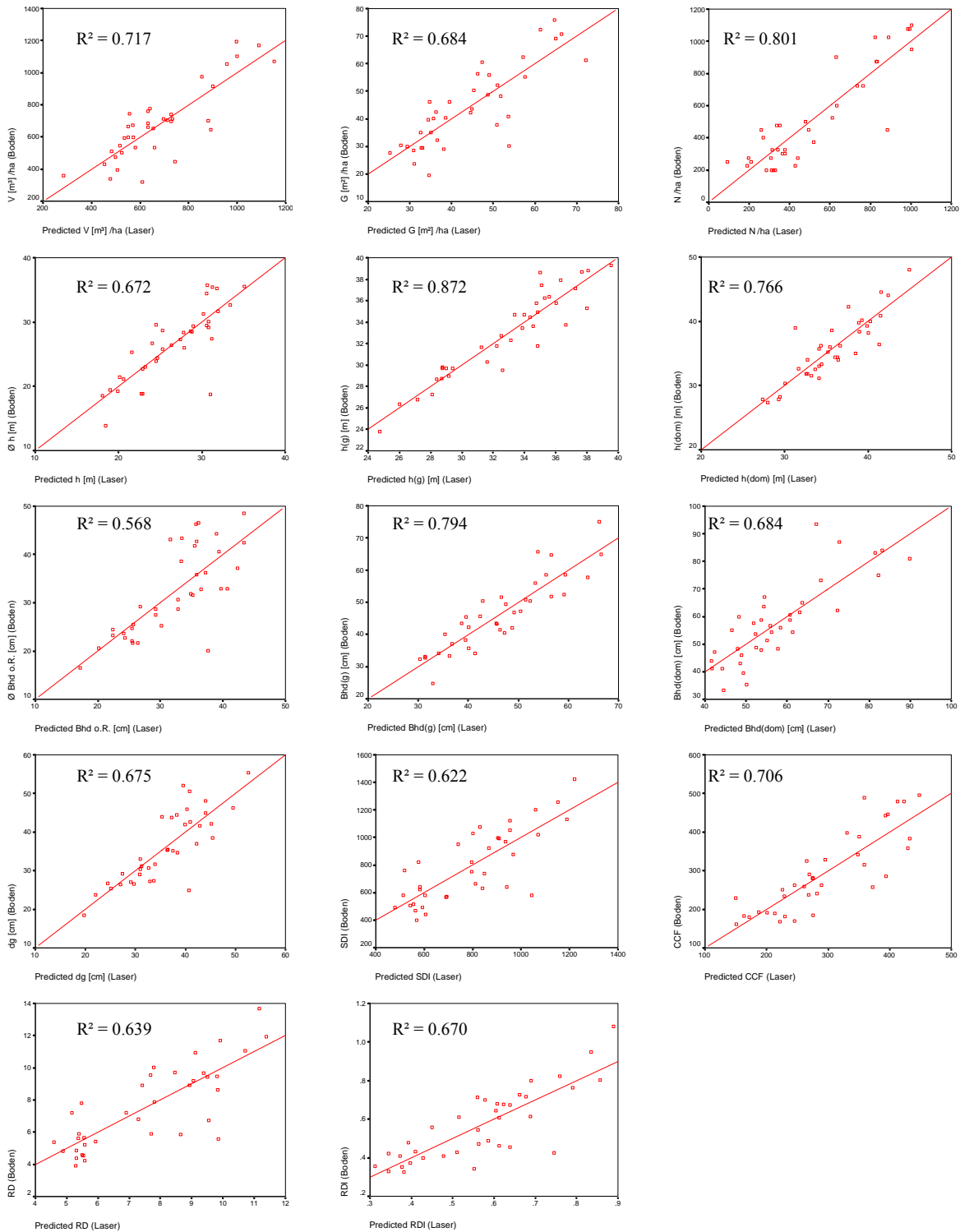


Abbildung 113: Streudiagramme der Mischwaldflächen, in denen die aus terrestrischen Messungen hergeleiteten Bestandeskennwerte und die aus den Laserscanningdaten geschätzten Werte dargestellt sind. Zusätzlich ist die jeweilige Regressionsgerade und das Bestimmtheitsmaß dargestellt. V: Volumen, G: Grundfläche, N: Stammzahl, h: Mittelhöhe, hg: grundflächengewichtete Mittelhöhe, h<sub>dom</sub>: maximale Höhe, Bhd o.R.: mittlerer Bruthöhendurchmesser, Bhd<sub>g</sub>: grundflächengewichteter Bruthöhendurchmesser, Bhd<sub>dom</sub>: maximaler Bruthöhendurchmesser, dg: Durchmesser des Grundflächenmittelstammes, SDI: Stand Density Index, CCF: Kronenkonkurrenzfaktor, RD: Relative Density, RDI: Relative Density Index.



Bei den Mischwaldflächen sind die Ergebnisse sowohl für die Höhen- als auch die Bruthöhendurchmesserschätzung im Vergleich zu den anderen Klassen schlechter. Bei den Höhenkennwerten erreicht die mittlere Höhe mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,67 die schlechteste Anpassung. Das beste Bestimmtheitsmaß konnte für die grundflächengewichtete Höhe erzielt werden (0,87). Mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,57 erreicht auch der mittlere Bruthöhendurchmesser den schlechtesten Wert der Durchmesserkenwerte. Das Modell für den grundflächengewichteten Bruthöhendurchmesser erzielte hier mit 0,79 die beste Anpassung. Die Bestimmtheitsmaße der Bestandesdichteindizes liegen alle über 0,62. Das höchste Bestimmtheitsmaß erreicht wie in den meisten anderen Klassen der CCF mit 0,71. Auch für Holzvolumen, Grundfläche und Anzahl von Bäumen je Hektar liefern die Regressionsgleichungen einen guten Erklärungsbeitrag, der bei 0,72, 0,68 bzw. 0,8 liegt.

Bezüglich des Variationskoeffizienten des RMS-Fehlers zeigen dominante Höhe und grundflächengewichtete Höhe die besten Kennwerte (unter 6 %). Die mittlere Höhe kann mit den Modellen weit weniger gut erklärt werden. Hier liegt der Fehler bei 12 %. Ähnlich zeigt sich die Situation auch bei den Kennwerten für den Bruthöhendurchmesser. Der mittlere Durchmesser hat mit 18 % einen vergleichsweise großen Fehler, die Schätzung des grundflächengewichteten Durchmessers weist hingegen nur einen Fehler von 11 % auf. Die Fehler für die Bestandesdichteindizes liegen hier sehr eng zusammen, sie erreichen Werte zwischen 18 und 20 %. Holzvolumen und Grundfläche können ebenfalls mit einem Variationskoeffizienten von 17 bzw. 18 % relativ gut bestimmt werden. Auch bei der Klasse Mischwald ist der Fehler für die Stammzahl mit 25 % am größten.

In dieser Variante wurden jeweils 4 oder weniger unabhängige Variablen für die Regressionsmodelle ausgewählt.

#### **7.2.4.5 Fichtenhochlagenwälder**

Obwohl für die Fichtenhochlagen nur 13 Probeflächen aus vier Referenzflächen vorlagen, wurden die Untersuchungen auch für diesen Waldtypus durchgeführt. Aufgrund der geringen Stichprobenzahl können die Ergebnisse jedoch nur unter Vorbehalt verwendet werden. Für diesen Waldtypus konnten mit Abstand die besten Schätzergebnisse erzielt werden. Die Mehrzahl der Bestimmtheitsmaße liegt hier über 0,9. Eine Ausnahme bilden nur der dominante Durchmesser und der RDI, die "nur" ein  $R^2$  von 0,87 bzw. 0,8 erreichen.

Auch der  $VK_{RMS}$  erreicht hier sehr geringe Werte. Er bewegt sich für alle Parameter unter 10 %. Bei Vorrat, Grundfläche, grundflächengewichteter Höhe, dominanter Höhe, mittlerem Durchmesser, grundflächengewichtetem Durchmesser und dem SDI liegt er sogar unter 5 %.

Bis auf die Regressionsgleichung für die dominante Höhe enthalten alle Gleichungen fünf oder weniger unabhängige Variablen.

Zielvariable	Regressionsmodell	R <sup>2</sup>
(n = 13)	Hochlagen-Nadelwald	
V [m <sup>3</sup> /ha]	13.547 + 19.735*hp <sub>20 vsf</sub> + 17.066*hp <sub>60 sf</sub>	0.96
G [m <sup>2</sup> /ha]	132.905 - 114.043*dd <sub>zs sf</sub> - 1.307*hp <sub>20 sf</sub> - 1.117*hp <sub>30 sf</sub> - 4.352*hp <sub>40 sl</sub> - 0.464*h <sub>max sl</sub>	0.99
N /ha	611.845 + 225.789*hp <sub>50 sl</sub> + 300.886*hp <sub>20 vsf</sub> - 301.642*hp <sub>25 vsf</sub>	1.00
h [m]	-9.585 + 3.415*hp <sub>50 vsl</sub> - 2.110*hp <sub>30 vsf</sub>	0.92
h <sub>g</sub> [m]	-2.320 + 1.216*hp <sub>80 vsf</sub>	0.98
h <sub>dom</sub> [m]	14.243 + 0.740*hp <sub>90 vsf</sub> - 0.209*h <sub>(med%) sf</sub> - 1.257*h <sub>cv sl</sub> + 2.038*h <sub>cv sf</sub> + 2.683*hp <sub>10 sl</sub> + 0.423*hp <sub>75 vsf</sub> - 1.200*h <sub>avm sf</sub>	1.00
Bhd o.R. [cm]	-28.651 + 10.939*hp <sub>80 vsl</sub> - 9.155*hp <sub>70 vsf</sub> + 1.913*hp <sub>25 vsl</sub> - 43.248*d <sub>7 sf</sub>	0.98
Bhd <sub>g</sub> [cm]	11.008 + 2.518*hp <sub>90 vsf</sub> - 55.959*hp <sub>30 sl</sub> - 57.952*d <sub>5 sf</sub> + 48.582*d <sub>6 sl</sub>	1.00
Bhd <sub>dom</sub> [cm]	62.892 - 3.450*hp <sub>50 sl</sub>	0.87
d <sub>g</sub> [cm]	-35.587 + 12.520*hp <sub>80 vsl</sub> - 9.710*hp <sub>70 vsf</sub>	0.93
SDI	985.569 + 104.782*hp <sub>10 sf</sub> + 70.087*hp <sub>20 vsf</sub> - 69.546*hp <sub>50 vsl</sub> + 14.924*hp <sub>50 sf</sub> - 28.933*hp <sub>40 sl</sub>	1.00
CCF	43.636 + 27.774*hp <sub>10 sf</sub> + 207.352*d <sub>4 sf</sub>	0.97
RD	11.558 + 0.945*hp <sub>10 sf</sub> - 7.433*dd <sub>zs sf</sub>	0.96
RDI	1.180 - 0.953*dd <sub>zs sl</sub>	0.80

Tabelle 84: Statistische Zusammenhänge zwischen den am Boden bestimmten Bestandeskennwerten (=abhängige Variablen) und den Lasermetriken (unabhängige Variablen) aus der schrittweisen, multiplen Regressionsanalyse in den Hochlagenfichtenwäldern. Zur Erläuterung der verwendeten Abkürzungen siehe Tabelle 74. Die Bedeutung der Abkürzungen der Lasermetriken sind in Abschnitt 7.2.3.3 beschrieben.

Zielvariable	Mittel	Min.	Max.	RMSE	VK <sub>RMS</sub> [%]
V [m <sup>3</sup> /ha]	536.0	-33	49	23.0	4.3
G [m <sup>2</sup> /ha]	54.0	-1.5	1.2	1.0	1.9
N /ha	819.0	-104	109	52.0	6.3
h [m]	19.7	-2.5	2.3	1.4	7.1
h <sub>g</sub> [m]	22.3	-0.9	1.2	0.7	3.1
h <sub>dom</sub> [m]	23.4	0.0	0.0	0.0	0.0
Bhd o.R. [cm]	36.9	-3.8	2.6	1.8	4.9
Bhd <sub>g</sub> [cm]	44.6	-1.7	0.9	0.7	1.6
Bhd <sub>dom</sub> [cm]	55.1	-8.7	8.3	4.5	8.2
d <sub>g</sub> [cm]	39.0	-7.1	5.4	3.1	7.9
SDI	973.4	-27.6	28.7	15.4	1.6
CCF	217.3	-28.8	28.3	13.7	6.3
RD	9.3	-1.23	0.85	0.5	5.7
RDI	0.5	-0.08	0.07	0.1	9.8

Tabelle 85: Vergleich der aus Bodendaten berechneten forstlichen Bestandeskennwerten mit den aus den Laserscanningdaten geschätzten Werten für die Nadelwaldflächen in den Hochlagen. Mittel: arithmetisches Mittel der Bodendaten, Min: größte negative Abweichung, Max: größte positive Abweichung, RMSE: Root Mean Square Error, VK<sub>RMS</sub>: Variationskoeffizient des RMSE. Zur Erläuterung der verwendeten Abkürzungen für die forstlichen Bestandeskennwerte siehe Tabelle 74.

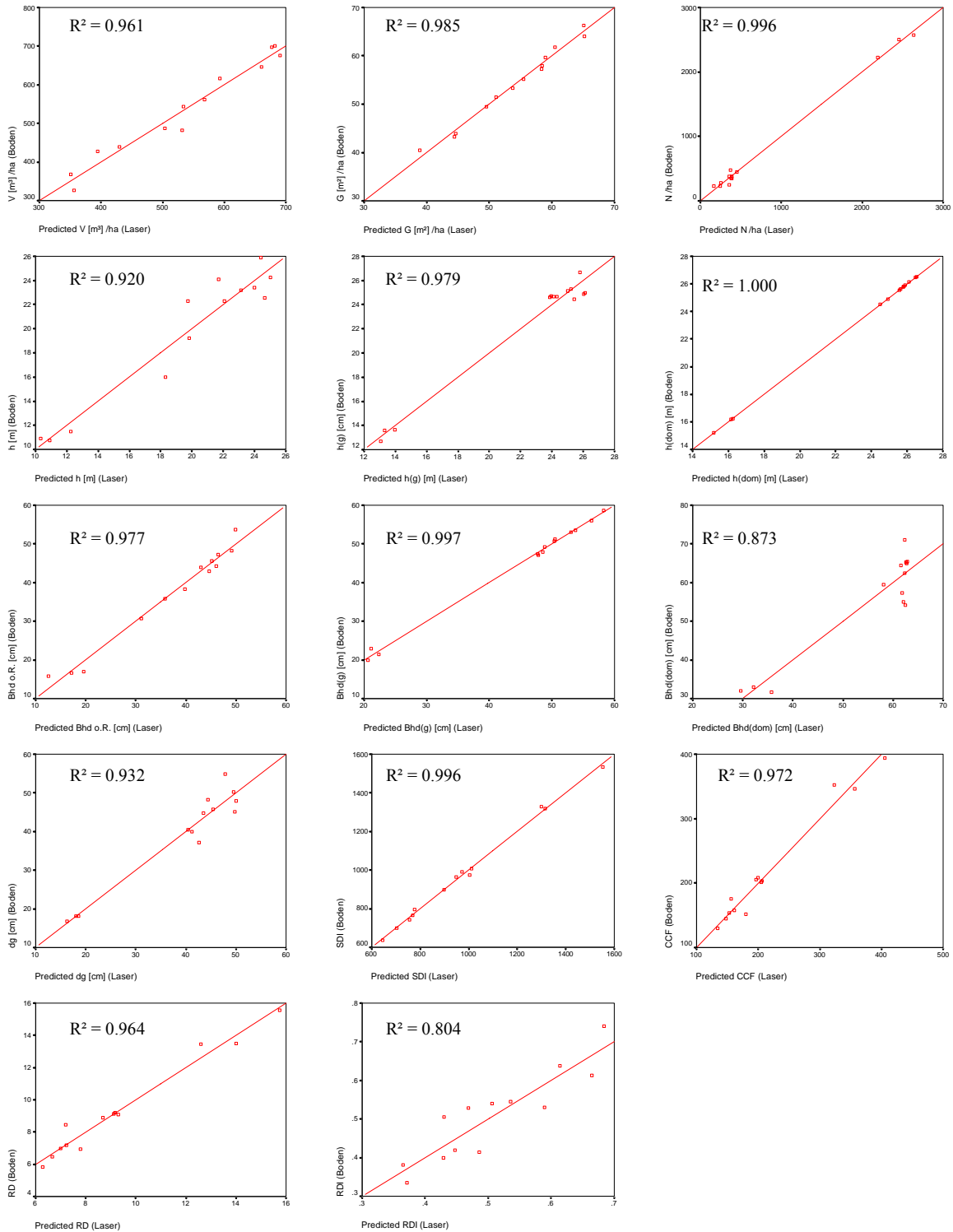


Abbildung 114: Streudiagramme für die Flächen, in den Fichtenhochlagenwäldern in denen die aus terrestrischen Messungen hergeleiteten Bestandeskennwerte und die aus den Laserscanningdaten geschätzten Werte dargestellt sind. Zusätzlich ist die jeweilige Regressionsgerade und das Bestimmtheitsmaß dargestellt. V: Volumen, G: Grundfläche, N: Stammzahl, h: Mittelhöhe,  $h_g$ : grundflächengewichtete Mittelhöhe,  $h_{dom}$ : maximale Höhe, Bhd o.R.: mittlerer Brusthöhendurchmesser,  $Bhd_g$ : grundflächengewichteter Brusthöhendurchmesser,  $Bhd_{dom}$ : maximaler Brusthöhendurchmesser,  $d_g$ : Durchmesser des Grundflächenmittelstamms, SDI: Stand Density Index, CCF: Kronenkonkurrenzfaktor, RD: Relative Density, RDI: Relative Density Index

### 7.2.4.6 Kreuzvalidierung

Die linearen Regressionsmodelle der forstlichen Bestandeskennwerte (abhängige Variable) wurden auf Basis aller Flächen der jeweiligen Klasse (Gesamt, Nadelwald, Laubwald, Mischwald) gebildet. Für die Prüfung der Genauigkeit der linearen Regressionsgleichungen, mit Hilfe derer die forstlichen Bestandeskennwerte der einzelnen Referenzflächen geschätzt wurden, standen keine unabhängigen Daten mehr zur Verfügung. Um dennoch die Genauigkeit der Schätzung bestimmen zu können, wurde eine sogenannte Kreuzbewertung durchgeführt.

Dazu wurde für jede Klasse schrittweise jeweils ein Probequadrat aus dem Datensatz entfernt. Anschließend wurde für die verbleibende Anzahl der Testflächen (n-1) ein lineares Regressionsmodell gebildet und damit für die jeweils ausgeschlossene Testfläche die abhängigen Variablen Volumen (V), Grundfläche (G), Stammzahl (N), maximale Höhe ( $h_{\text{dom}}$ ), Durchmesser des Grundflächenmittelstammes ( $d_g$ ), SDI, CCF, RD und RDI geschätzt. Dieses Vorgehen wurde für alle Probequadrate wiederholt.

Die Ergebnisse der Kreuzvalidierung sind in den Tabelle 86 bis 89 aufgeführt. Insgesamt werden die Mittelwerte relativ gut getroffen, d. h. es gibt bei der Schätzung keinen gerichteten Fehler, allerdings ist bei den einzelnen Parametern eine mehr oder weniger große Streuung der Ergebnisse zu beobachten. Bei der Betrachtung aller Probeflächen zeigen sich relativ hohe Variationskoeffizienten. Nur die dominante Höhe und die Kennwerte für die Brusthöhendurchmesser liegen in einem Bereich von unter 20 %. Die Variationskoeffizienten für die Bestandesdichteindizes liegen zwischen 30 und 40 %, die für Vorrat und Stammzahl sogar noch darüber.

Für die Klasse Nadelwald sind die Ergebnisse etwas günstiger. Während die Schätzung der dominanten Höhe nur einen Variationskoeffizienten von 10,6 % aufweist, liegt dieser beim grundflächengewichteten BHD und beim Durchmesser des Grundflächenmittelstammes bereits bei 11,9 bzw. 17,2 %. Bei allen anderen Parametern bewegt sich der Variationskoeffizient zwischen 21 und 27 %. Eine Ausnahme bildet nur die Anzahl von Bäumen je Hektar. Hier beträgt der Variationskoeffizient 83 % und ist damit vergleichsweise schlecht.

Zielvariable	Mittel <sub>beob</sub>	Min..	Max.	Mittel	Stabw.	VK%
V [m <sup>3</sup> /ha]	662	-660.1	1770.1	14.1	282.8	44.0
G [m <sup>2</sup> /ha]	44.9	-38.4	36.2	-0.3	16.2	37.4
N /ha	593	-1159.6	769.8	-8.4	290.0	51.1
$h_{\text{dom}}$ [m]	33.0	-9.5	4.7	-0.1	2.1	6.3
Bhd <sub>g</sub> [cm]	44.0	-19.0	30.7	0.9	7.3	16.8
$d_g$ [cm]	35.3	-14.3	23.8	-0.1	6.1	17.3
SDI	809.7	-744.6	1090.0	5.7	277.7	35.4
CCF	289.0	-451.5	292.4	-0.2	101.3	35.3
RD	7.72	-7.8	9.0	0.0	2.6	34.6
RDI	0.56	-0.5	0.3	0.0	0.2	33.1

Tabelle 86: Ergebnisse der Kreuzvalidierung für alle Probeflächen. Es sind die Differenzen zwischen den aus terrestrischen Messungen bestimmten und den aus Laserscanningdaten geschätzten Kennwerten dargestellt. Mittel<sub>beob</sub>: Mittelwert aus den terrestrischen Messungen, Min.: größte negative Abweichung, Max.: größte positive Abweichung, Mittel: mittlere Abweichung, Stabw.: Standardabweichung, VK%: Variationskoeffizient.

Zielvariable	Mittel <sub>beob</sub>	Min..	Max.	Mittel	Stabw.	VK%
V [m <sup>3</sup> /ha]	816.2	-375.9	532.7	8.7	185.2	22.7
G [m <sup>2</sup> /ha]	56.1	-28.6	24.2	-0.2	12.7	22.6
N /ha	574.3	-1490.7	1391.8	20.9	476.8	83.0
h <sub>dom</sub> [m]	33.4	-19.8	3.2	-0.7	3.5	10.4
Bhd <sub>g</sub> [cm]	48.1	-9.9	11.8	0.2	5.7	11.9
d <sub>g</sub> [cm]	40.7	-14.0	13.8	0.1	7.0	17.2
SDI	964.3	-486.2	407.3	7.5	213.2	22.1
CCF	221.9	-212.9	173.3	-4.6	80.1	36.1
RD	9.1	-6.2	4.0	-0.3	2.2	24.6
RDI	0.6	-0.3	0.3	0.0	0.1	21.0

Tabelle 87: Ergebnisse der Kreuzvalidierung für alle Nadelwaldprobeflächen. Es sind die Differenzen zwischen den aus terrestrischen Messungen bestimmten und den aus Laserscanningdaten geschätzten Kennwerten dargestellt. Mittel<sub>beob</sub>: Mittelwert aus den terrestrischen Messungen, Min.: größte negative Abweichung, Max. größte positive Abweichung, Mittel: mittlere Abweichung, Stabw.: Standardabweichung, VK%: Variationskoeffizient.

Zielvariable	Mittel <sub>beob</sub>	Min..	Max.	Mittel	Stabw.	VK%
V [m <sup>3</sup> /ha]	417.0	-241.2	216.1	-0.7	111.8	27.2
G [m <sup>2</sup> /ha]	29.7	-11.6	15.4	-0.1	6.0	20.6
N /ha	647.0	-503.3	326.8	-1.9	182.3	29.8
h <sub>dom</sub> [m]	29.4	-9.4	6.7	-0.4	2.4	8.1
Bhd <sub>g</sub> [cm]	35.8	-12.8	7.8	-0.6	4.7	13.2
d <sub>g</sub> [cm]	28.4	-10.4	7.3	-0.4	4.1	14.3
SDI	596.6	-219.6	361.1	-8.8	129.6	22.4
CCF	353.9	-157.6	235.8	0.6	74.2	21.5
RD	5.9	-2.2	3.5	0.1	1.2	21.6
RDI	0.4	-0.1	0.3	0.0	0.1	23.9

Tabelle 88: Ergebnisse der Kreuzvalidierung für alle Laubwaldprobeflächen. Es sind die Differenzen zwischen den aus terrestrischen Messungen bestimmten und den aus Laserscanningdaten geschätzten Kennwerten dargestellt. Mittel<sub>beob</sub>: Mittelwert aus den terrestrischen Messungen, Min.: größte negative Abweichung, Max. größte positive Abweichung, Mittel: mittlere Abweichung, Stabw.: Standardabweichung, VK%: Variationskoeffizient.

Auch auf den Laubwaldflächen sind die gemittelten Abweichungen von den beobachteten Mittelwerten nur gering. Die Variationskoeffizienten sind in dieser Klasse teilweise niedriger als beim Nadelwald. Auch hier zeigt die dominante Höhe mit 8,2 % die geringste Streuung. Der grundflächengewichtete BHD und der Durchmesser des Grundflächenmittelstammes weisen mit 13,2 bzw. 14,3 % ebenfalls vergleichsweise günstige Werte auf. Alle anderen Parameter weisen einen Fehler zwischen 20 und 30 % auf.

Zielvariable	Mittel <sub>beob</sub>	Min..	Max.	Mittel	Stabw.	VK%
V [m <sup>3</sup> /ha]	681.0	-221.0	334.0	11.0	142	20.8
G [m <sup>2</sup> /ha]	44.3	-26.5	29.7	0.3	11.4	25.7
N /ha	519.0	-335.0	473.0	14.0	176	33.9
h <sub>dom</sub> [m]	35.7	-8.5	10.1	-0.2	3.4	9.6
Bhd <sub>g</sub> [cm]	46.4	-19.7	25.7	0.6	8.2	17.6
d <sub>g</sub> [cm]	35.9	-13.8	16.6	0.3	7.0	19.4
SDI	791.8	-367.1	571.4	11.7	213.8	27.0
CCF	293.0	-123.7	122.4	4.6	54.2	18.5
RD	7.5	-3.2	5.9	0.2	2.05	27.3
RDI	0.6	-0.2	0.4	0.0	0.14	24.9

Tabelle 89: Ergebnisse der Kreuzbewertung für die Klasse Mischwald. Es sind die Differenzen zwischen den aus terrestrischen Messungen bestimmten und den aus Laserscanningdaten geschätzten Kennwerten dargestellt. Mittel<sub>beob</sub>: Mittelwert aus den terrestrischen Messungen, Min.: größte negative Abweichung, Max. größte positive Abweichung, Mittel: mittlere Abweichung, Stabw.: Standardabweichung, VK%: Variationskoeffizient.

Bei den Mischwaldflächen gab es im Durchschnitt ebenfalls nur geringe Abweichungen von den beobachteten Mittelwerten. Allerdings ist hier die Streuung bei vielen Kennwerten größer als in den Klassen Laubholz und Nadelholz, aber kleiner als bei der Betrachtung aller Probequadrat. Der Variationskoeffizient für die Höhen erreicht fast 10 %. Für die Brusthöhendurchmesser erreicht er Werte zwischen 15 und 20 %. Für die anderen Bestandeskennwerte liegt er zwischen 20 und 30 %. Den größten Fehler finden wir mit 33 % bei der Stammzahl je Hektar.

## 7.2.5 Diskussion

### Auswahl und Struktur der Probeflächen

Insgesamt konnten 108 Probequadrat in die Analysen einbezogen werden. Davon entfielen 37 auf Nadelwald, 34 auf Laubwald und 37 auf Mischwald. Damit standen in etwa so viele Probeflächen zur Verfügung wie in vergleichbaren Projekten in Norwegen verwendet wurden. So werden nach NAESSET (2004) für jedes Stratum etwa 30 bis 40 Testflächen für die Etablierung der Zusammenhänge zwischen Laserscanning- und Bodendaten benötigt. Eine Ausnahme bilden jedoch die Hochlagen. Hier standen nur 13 Probeflächen mit terrestrischen Erhebungen zur Verfügung.

Allerdings wurden die Testflächen in den skandinavischen Studien systematisch über das Untersuchungsgebiet verteilt, um alle Waldstrukturen repräsentieren zu können. Ursprünglich war das auch für die vorliegende Untersuchung geplant. Die systematisch im Gelände verteilten Inventurpunkte konnten jedoch aufgrund ihrer ungenügenden Lagegenauigkeit (s. 4.3.5.2) nicht für die Etablierung der statistischen Zusammenhänge verwendet werden. Deshalb mussten die Probeflächen aus insgesamt 33 Referenzflächen zusammengestellt werden. Die Referenzflächen stellen zwar ebenfalls einen repräsentativen Ausschnitt der in den Testgebieten vorkommenden Wälder dar, um genügend Probeflächen zu bekommen war es jedoch notwendig aus jeder Probefläche zwei – fünf Probequadrat zu verwenden. Da sich der Waldaufbau innerhalb der Referenzflächen nicht so stark unterscheidet, besteht eine gewisse Abhängigkeit zwischen den aus einer Referenzfläche stammenden Probequadraten. Darüber

hinaus sind die Referenzflächen auf alle drei Höhenstufen des Nationalparks verteilt, was zu einer größeren Streuung der Daten beiträgt. Dies trifft insbesondere für die Klasse Nadelwald zu, da hier Referenzflächen aus den Hoch- und den Bergmischwaldlagen zusammengeführt wurden. Zwei Waldtypen, in denen sich die Wuchsformen der Bäume deutlich unterscheiden.

Aufgrund des hohen horizontalen Strukturreichtums und der z. T. sehr großen Bäume in den Nationalparkwäldern wurde eine Probeflächengröße von 400 m<sup>2</sup> gewählt. Dies erfolgte in Anhalt an die Flächengröße der Inventurpunkte, die 500 m<sup>2</sup> beträgt. Diese Größe wurde für notwendig erachtet, um einen Bestandausschnitt zu erhalten, der nicht zu stark durch Randeffekte beeinflusst wird, wie sie beispielsweise durch große Bäume hervorgerufen werden. Um Hinweise darüber zu bekommen, ob diese Flächengröße geeignet ist, wurden die statistischen Beziehungen für zwei Varianten berechnet und miteinander verglichen. Variante 1: Bei den Auswertungen wurden nur Bäume berücksichtigt, deren Stammfuß sich innerhalb der Grenzen der Probeflächen befand. Variante 2: Es wurden zusätzlich auch die Bäume berücksichtigt, deren Krone in die Probefläche hineinragt. In Tabelle 90 ist die Differenz der Bestimmtheitsmaße zwischen diesen Varianten dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass die Unterschiede sehr gering sind. Durch Weglassen oder Hinzufügen der Randbäume veränderte sich das jeweilige Bestimmtheitsmaß nur geringfügig. Dies ist ein Indiz dafür, dass die Größe der verwendeten Probeflächen für die strukturreichen Wälder des Nationalparks ausreichend ist. Eine Ausnahme hiervon stellt die Verbesserung der Schätzgenauigkeit beim Holzvolumen in der Klasse Laubwald um 0,26 dar, was darauf zurückzuführen, dass bei den Laubwaldprobeflächen mehr Randbäume zu beobachten waren. Dies hängt zum einen mit der vergleichsweise größeren Kronenfläche der Laubbäume und zum anderen damit zusammen, dass Laubbaumkronen weit ineinandergreifen und so die Wahrscheinlichkeit steigt, dass Laubbaumkronen in die Untersuchungsfläche hineinragen.

	V [m <sup>3</sup> / ha]	G [m <sup>2</sup> / ha]	N /ha	H [m]	h <sub>g</sub> [m]	h <sub>dom</sub> [m]	Bhd o.R. [cm]	Bhd <sub>g</sub> [cm]	Bhd <sub>dom</sub> [cm]	d <sub>g</sub> [cm]	SDI	CCF	RD	RDI
<b>Nadelwald</b>	0.09	-0.03	-0.03	0.00	0.01	0.00	-0.02	<b>-0.15</b>	-0.02	-0.07	0.03	-0.03	-0.02	0.03
<b>Laubwald</b>	<b>0.26</b>	0.01	-0.01	0.00	0.00	-0.09	0.04	-0.01	0.06	-0.02	0.02	-0.03	0.00	0.04
<b>Mischwald</b>	0.09	-0.01	0.00	<b>-0.14</b>	0.06	0.00	-0.04	0.03	0.07	-0.05	0.03	0.10	0.05	0.05

Tabelle 90: Differenz der RMS-Fehler zwischen der Variante, in der nur Bäume mit einem Stammfuß innerhalb der Probefläche berücksichtigt wurden und der Variante, wo alle Bäume, deren Krone in die Probefläche hineinragt, bei den Berechnungen der forstlichen Bestandeskennwerte berücksichtigt wurden. Positive Werte bedeuten eine Verbesserung des Bestimmtheitsmaßes, negative eine Verschlechterung.

Im Vergleich dazu wurde in den norwegischen Untersuchungen nur mit einer Probeflächengröße von 232 m<sup>2</sup> in Alt- bzw. 100 m<sup>2</sup> in Jungbeständen gearbeitet (NAESSET 2004). Dort ist es eher möglich, kleinere Probeflächen zu verwenden, da diese Wälder von Nadelbäumen mit geringeren Wuchsdimensionen dominiert werden. Zum einen benötigen Nadelbäume ohnehin einen geringeren Standraum, so dass sie je Flächeneinheit eine größere Stammzahl erreichen. Zum anderen tragen die geringeren Baumdimensionen dazu bei, dass auch mit kleineren Probeflächen eine genügende Anzahl von Stämmen erfasst wird. Da mit zunehmender Probeflächengröße auch der Erhebungsaufwand und damit verbunden die Kosten steigen, wäre es wichtig, in einer weiteren Arbeit zu prüfen, ob die verwendete Probeflächengröße eventuell noch gesenkt oder bei Altbeständen erhöht werden muß. Eine Anpassung der Probeflächengrößen an Laub- und Nadebaumbestände bzw. Jung – und Altbestände würde zwar den Erhebungsaufwand reduzieren, allerdings könnten die

Gleichungen dann in der zweiten Stufe nicht mehr auf die Rasterflächen übertragen werden, da Probefläche und Rasterfläche nicht voneinander abweichen sollten.

Zudem werden in anderen Studien meist kreisförmige Probeflächen verwendet, wodurch die Randbaumproblematik reduziert werden kann, da bei gleicher Fläche der Umfang eines Quadrates um 12 % über dem eines Kreises liegt. Aufgrund der kürzeren Randlinie sinkt auch die Wahrscheinlichkeit, dass Grenzbäume auftreten. Auch der Aufnahmearbeit kann bei der Verwendung von Probekreisen gesenkt werden, da jeweils nur der Mittelpunkt eingemessen werden muss.

### **Vergleich mit Ergebnissen anderer Studien**

Mit der vorgestellten Methode konnten selbst für die strukturreichen Bergmischwälder der Testgebiete gute Resultate für die Schätzung von forstlichen Bestandeskennwerten erzielt werden. So wurde die grundflächengewichtete Höhe, die dominante Höhe und der grundflächengewichtete BHD mit einem Variationskoeffizienten des RMS-Fehlers ( $VK_{RMS}$ ) von unter 10 % bestimmt. Bei Vorrat, Grundfläche und den verschiedenen Bestandesdichteindizes lag der Fehler immerhin noch unter 20 %. Am ungünstigsten waren die Resultate für die Anzahl der Bäume je Hektar. Hier trat bei der Klasse Nadelwald ein Fehler von über 60 % auf. Besonders gut sind die Ergebnisse für die Klasse Hochlagenfichtenwald. Hier konnten alle forstlichen Bestandeskennwerte mit einem Fehler von unter 10 % bestimmt werden. Allerdings muss in dieser Klasse die geringe Probeflächenanzahl beachtet werden, so dass diese Ergebnisse nur als vorläufig angesehen werden können. Damit sind die Resultate sehr ähnlich wie in den skandinavischen Studien. Zum Vergleich können hier die Fehler, die NAESSET (2004) für Altbestände auf guten Standorten erzielte, herangezogen werden. Auch dort wurden die Höhenkennwerte am besten ermittelt. Mit 12 % ist der Fehler für die Bestimmung des Grundflächenzentralstammes in beiden Studien identisch. Auch bei der Grundfläche weichen die Werte mit 17 (Norwegen) bzw. 15 % (Bayerischer Wald) nur wenig voneinander ab. Das gleiche gilt auch für das Volumen. Bei dieser Größe ist der Fehler mit 11 % sogar geringer, als in der norwegischen Studie (18 %). Die schlechtesten Ergebnisse wurden auch in Norwegen für die Stammzahl erzielt. Auch andere skandinavische Studien kommen zu ähnlichen Ergebnissen. Während die mittleren Höhen mit einem Fehler von 5 - 10 % bestimmt werden konnten, lag er beim Holzvolumen zwischen 15 und 20 %, bei der Anzahl der Bäume erreichte er bis zu 50 % (HOLMGREN et al. 2003, HOLMGREN und JONSSON 2004, MALTAMO et al. 2003). Dabei waren die Ergebnisse auf schlechten Standorten besser als auf guten (NAESSET 2004).

Durch Vergleich mit den konventionellen Methoden konnte für den borealen Wald nachgewiesen werden, dass sich die forstlichen Bestandeskennwerte über den Rasterzellenansatz mit einer höheren Genauigkeit bestimmen lassen als das bislang möglich ist (NAESSET 1995, NAESSET 1996, EID und NAESSET 1998, NAESSET 2004).



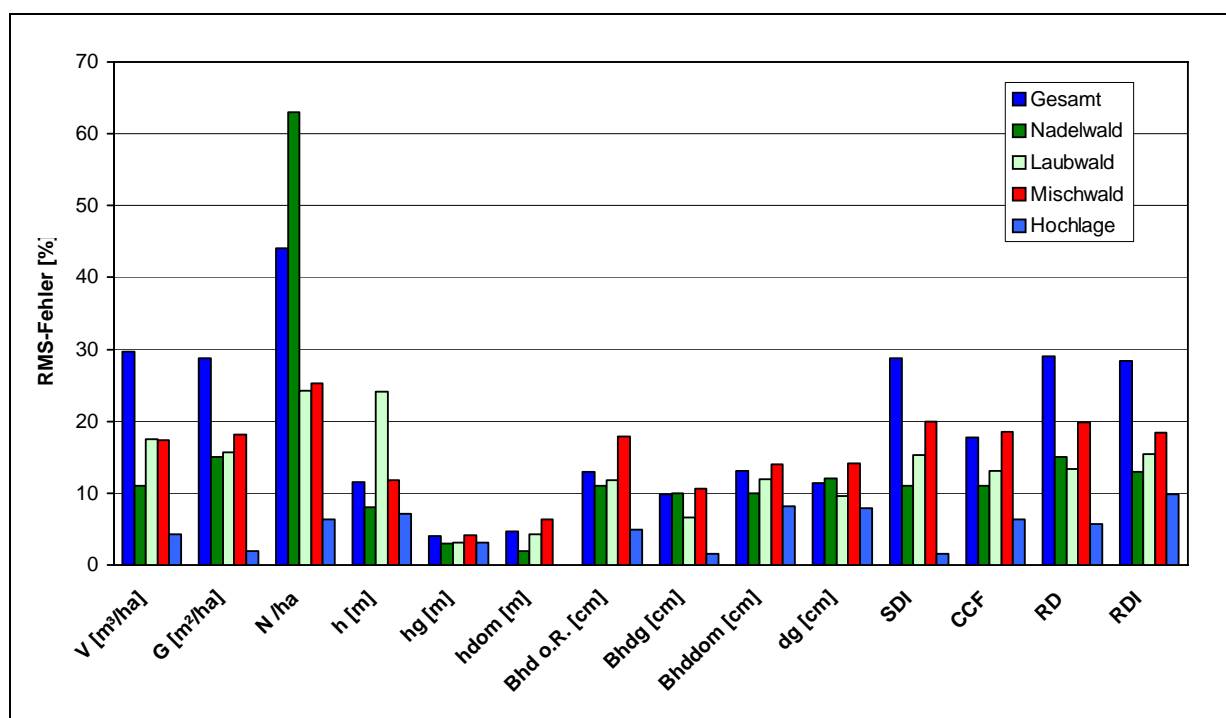


Abbildung 115: Zusammenstellung der Fehler für die Bestimmung der forstlichen Bestandeskennwerte für die verschiedenen Klassen.

### Stratifizierung nach Baumartengruppen

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen deutlich, dass die Genauigkeit der Schätzung von forstlichen Bestandeskennwerten stark durch die Stratifizierung der Probestflächen beeinflusst wird. Allerdings trifft das für die verschiedenen Bestandeskennwerte in unterschiedlichem Maße zu: deutlich verbesserten sich die Bestimmtheitsmaße für Volumen (V), Grundfläche (G), SDI, RD und RDI. Einen geringeren Einfluss hatte die Klassifizierung auf die Stammzahl (N), die Höhen ( $h_L$ ,  $h_g$ ,  $h_{dom}$ ), die Brusthöhendurchmesser (Bhd o.R., Bhd<sub>g</sub>, Bhd<sub>dom</sub>,  $d_g$ ) und den CCF. Diese Bestandeskennwerte konnten unabhängig von der Klassifizierung der Probestflächen mit einer relativ hohen Genauigkeit vorhergesagt werden. Die Klassifizierung hat hier in der Regel nur einen geringen Einfluss auf die Ergebnisse (s. Abbildung 115).

Der positive Einfluss der Einteilung in Klassen ist darauf zurückzuführen, dass sich das Reflexionsverhalten von Laub- und Nadelbäumen stark unterscheidet (siehe hierzu Abschnitt 7.3.2). Ein Grund dafür ist die unterschiedliche Form der Baumkronen, ein weiterer die unterschiedlichen Eigenschaften von Nadeln und Blättern, die die Durchdringungsrate der Laserimpulse stark beeinflussen. So sind vor allem Buchenbestände dafür bekannt, dass sie selbst bei geringer Dichte ein geschlossenes Kronendach ausbilden können, man spricht bei dieser Baumart von einer plastischen Krone. Dies zusammen mit der Blattstellung hat zur Folge, dass die Durchdringungsrate (Anteil der Laserstrahlen, die den Boden erreichen) wesentlich geringer ist als bei Nadelbäumen. Ohne die Klassifizierung nach Baumarten würde deshalb die Bestandesdichte in buchenreichen Beständen überschätzt, in nadelholzreichen Beständen unterschätzt werden. Deshalb ist es notwendig, dass beide Baumartengruppen in der Analyse getrennt werden. Darüber hinaus ist die Stratifizierung sinnvoll, um bei der Herleitung der forstlichen Kenngrößen nach Laub- und Nadelbäumen unterscheiden zu können. Auch andere Studien weisen darauf hin, dass unterschiedliche Baumarten auch unterschiedliche Verteilungen der Lasermesswerte zur Folge haben und deshalb getrennt betrachtet werden sollten (NAESSET, 1997a, 2002, NELSON 1997, NELSON et al. 1997).

## **Vergleich zwischen Laub- und Nadelwaldflächen**

Insgesamt unterscheiden sich die Ergebnisse zwischen den Nadelwaldflächen und den Laubwaldflächen kaum. Nur Volumen und Mittelhöhe konnten auf den Nadelwaldflächen besser ermittelt werden als auf den Laubwaldflächen, dafür war die Genauigkeit der Stammzahlschätzung auf den Laubwaldflächen deutlich besser. Aufgrund der unterschiedlichen Wuchseigenschaften von Fichte und Buche hätte man durchaus stärkere Unterschiede erwarten können. Die Kronengrundfläche der Fichte steigt mit dem Alter kontinuierlich an. Auch auf Freistellungen kann sie nur langsam und begrenzt reagieren. Folglich ist auch der Zusammenhang zwischen Kronengröße bzw. Nadelbiomasse über die ganze Lebensspanne vergleichsweise straff. Die Buche ist im Gegensatz zur Fichte in der Lage - je nach den Lichtbedingungen - mit einem plastischen Ausbau der Krone zu reagieren. So können Bäume nach Freistellung durch Lichtungszuwachs eine große Krone ausbauen. Der Baum reagiert darauf zwar auch mit einem stärkeren Durchmesserzuwachs, allerdings kann es längere Zeit dauern, bis die Relation von Holzvolumen und Kronenvolumen wieder der vor der Freistellung entspricht. Dies hat zur Folge, dass der Zusammenhang zwischen Parameter, wie Stammvolumen und Brusthöhendurchmesser mit dem Kronenvolumen bzw. der Laubbiomasse nicht sehr straff sein muss bzw. variieren kann. Deshalb sollte es bei den Laubbäumen prinzipiell schwieriger sein, auf Basis von Lasermesswerten auf forstliche Kenngrößen zu schätzen als bei Nadelhölzern. Das würde eigentlich für bessere Ergebnisse bei den Nadelwaldflächen sprechen. Tatsächlich konnten viele Bestandeskennwerte aber auch relativ gut für die Laubwaldflächen geschätzt werden. Dies hängt vermutlich damit zusammen, dass die Nadelholzbestände sehr strukturreich waren (bei vier Referenzflächen handelt es sich um Plenterstadien), wodurch die Schätzgenauigkeit beeinträchtigt wurde. Diese Überlegungen zeigen aber, dass neben der Baumart auch die Bestandesbehandlung (beispielsweise in Form von Lichtwuchsdurchforstungen) einen Einfluss auf die Zusammenhänge zwischen den Bestandeskennwerten und der Verteilung der Laserimpulse haben kann und evtl. berücksichtigt werden muss.

## **Mischpixel und Strukturvielfalt**

Ein wesentlicher Faktor, der sich negativ auf die Ergebnisse ausgewirkt haben dürfte, liegt darin begründet, dass es sich bei den Referenzflächen in der Regel nicht um homogene Wirtschafts-, sondern vielmehr auch um sehr strukturreiche, differenzierte Naturwälder handelt. Neben der einzelbaumweisen Mischung von Laub- und Nadelbäumen spielt wahrscheinlich auch die vertikale und horizontale Strukturvielfalt der untersuchten Bestände eine große Rolle für die Genauigkeit der Parameterschätzung.

Die tendenziell schlechtesten Ergebnisse wurden für die Klasse Mischwald erreicht. Grund hierfür ist nicht die Mischung zwischen Laub- und Nadelbäumen an sich, sondern vielmehr die große Variationsbreite, in der die Baumartenanteile schwanken können, da beispielsweise der Anteil der Laubbäume Werte zwischen 10 und 90 % annehmen kann. Jede Baumartengruppe führt aufgrund ihrer Kronenausformung und ihres spezifischen Reflexionsverhaltens zu einer jeweils typischen Verteilung der Lasermesswerte. Je nachdem, wie die Anteile von Laub- oder Nadelbäumen auf den Mischwaldflächen variieren, ähnelt die Verteilung der Laserimpulse mehr einer Laub- oder mehr einer Nadelwaldfläche. Engt man den Anteil der Mischbaumarten ein, können bessere Resultate erzielt werden. So konnte nachgewiesen werden, dass bei einer Mischung von 30 bis 70 % die RMS-Fehler deutlich niedriger lagen wie bei der Mischung von 10 bis 90 % der Klasse Mischwald.

Durch das Vorkommen einer Unter- und Zwischenschicht, die teilweise noch aus anderen Baumarten zusammengesetzt ist als die Oberschicht und einer ungleichmäßigen Verteilung

verschieden dimensionierter Bäume, wird die Verteilung der Lasermesswerte zusätzlich beeinflusst, so dass insgesamt die Schätzgenauigkeit sinkt. Insofern können die Ergebnisse der Untersuchungen aus dem Nationalpark Bayerischer Wald als ein „Worst-Case-Szenario“ aufgefasst werden. Die Ergebnisse aus den gleichförmigen und einfacher strukturierten Hochlagenfichtenwäldern unterstreichen diese Überlegungen. Dort konnten die straffesten Beziehungen zwischen Lasermetriken und Bestandeskennwerten erzielt und damit die besten Schätzergebnisse erreicht werden. Daraus kann gefolgert werden, dass mit der vorgestellten Methode in homogenen Beständen mit einer geringen vertikalen und horizontalen Strukturvielfalt auch bessere Resultate erzielt werden können.

### **Vorkommen von Totholz**

Aufgrund der fehlenden Nadel-, Blatt- und Astbiomasse ergibt sich auf Probeflächen mit Totholz eine andere Verteilung der Lasermesswerte als auf Probeflächen mit lebenden Bäumen. Dazu kommt das grundsätzliche Problem, dass Totholz nicht klar als ein gleichbleibender Zustand definiert werden kann. Relativ frisch abgestorbene Nadelbäume besitzen in der Regel noch eine eindeutig definierbare Kronenstruktur, wohingegen Bäume, die sich bereits in einem fortgeschrittenen Stadium der Zersetzung befinden, nur noch aus dem Stamm und abgebrochenen Ästen bestehen. Deshalb ist davon auszugehen, dass auch der Zersetzungs- bzw. Zerfallsgrad des Totholzes einen Einfluss auf das Reflexionsverhalten der Laserstrahlen hat. Auch Nadel- und Laubtotholz unterscheidet sich hinsichtlich seines Zersetzungsprozesses. Ein wichtiger Faktor ist auch, ob und wie weit sich das Kronendach über dem Totholz bereits wieder geschlossen hat.

Die Ergebnisse zeigen, dass das Vorkommen von Totholz einen Einfluss auf die Qualität der Schätzungen hat (Tabelle 91). Bei den Analysen wurde verglichen, wie sich die Modellanpassungen verändern, wenn man das Totholz bei der Berechnung der Bestandeskennwerte einbezieht oder weglässt. Hier fällt insbesondere auf, dass sich durch Herausnahme des Totholzes die Schätzgenauigkeit der Grundfläche bei Nadel- und Laubwald um mehr als 0,20 verbessert auf der anderen Seite die Schätzgenauigkeit der Höhenmessungen bei der Herausnahme des Totholzes aus der Klasse Mischwald verschlechtert.

Die bessere Schätzgenauigkeit bei der Grundfläche kann darauf zurückgeführt werden, dass auch die Grundfläche von toten Bäumen aufgenommen wurde, die bereits in geringer Höhe (ca. 6 - 15 m) abgebrochen sind. Ohne Krone führen diese Bäume natürlich zu einer anderen Verteilung der Lasermesswerte als lebende Bäume mit der gleichen Grundfläche. Die Verschlechterung der Zusammenhänge tritt auf, weil auf Testflächen ohne wesentlichen Totholzanteil eine ähnliche Verteilung von Lasermesswerten dann einer geringeren Grundfläche zugeordnet wird. Diese Problematik konnte vor allem in Testflächen mit relativ alten und vorratsreichen Bäumen beobachtet werden, in denen einzelne Individuen abgestorben sind. Die in jüngeren Beständen abgestorbenen Individuen fallen mit ihrer relativ geringen Masse hingegen kaum ins Gewicht.

Die schlechteren Schätzergebnisse für die Höhenkennwerte werden vor allem durch große, abgestorbene Fichten in Mischbeständen hervorgerufen. Dadurch, dass diese Bäume bei der Berechnung der terrestrischen Höhenkennwerte nicht mehr berücksichtigt werden, sinkt sowohl die dominante Höhe als auch die grundflächengewichtete Höhe vergleichsweise stark. Da die Kronenstrukturen dieser abgestorbenen Bäume aber immer noch weit über der Oberfläche des lebenden Bestandes Laserstrahlen reflektieren, haben sie immer noch einen großen Einfluss auf die Verteilung der Lasermesswerte. Damit können große abgestorbene Bäume zu einer Verschlechterung der Schätzergebnisse für den lebenden Bestand führen.

	V [m <sup>3</sup> / ha]	G [m <sup>2</sup> / ha]	N /ha	H [m]	h <sub>g</sub> [m]	h <sub>dom</sub> [m]	Bhd o.R. [cm]	Bhd <sub>g</sub> [cm]	Bhd <sub>dom</sub> [cm]	d <sub>g</sub> [cm]	SDI	CCF	RD	RDI
<b>Nadelwald</b>	-0.04	<b>0.23</b>	-0.03	0.00	0.00	0.00	-0.02	<b>0.15</b>	0.00	0.03	-0.1	-0.01	-0.08	0.12
<b>Laubwald</b>	0.03	<b>0.21</b>	-0.01	-0.08	0.00	0.03	-0.08	-0.01	-0.08	-0.10	0.05	0.00	0.01	0.03
<b>Mischwald</b>	-0.10	0.00	0.00	-0.08	<b>-0.27</b>	<b>0.22</b>	-0.08	-0.09	-0.01	-0.12	0.06	0.00	0.01	0.02

Tabelle 91: Veränderung des Bestimmtheitsmaßes mit und ohne Berücksichtigung von Totholz bei der Berechnung der forstlichen Bestandesparameter. Positive Werte bedeuten eine Verbesserung des Bestimmtheitsmaßes, negative eine Verschlechterung.

Totholz verändert die Verteilung der Lasermesswerte, so dass Schätzungen der Kennwerte lebender Bäume eine größere Streuung aufweisen. Berücksichtigt man das Totholz bei der Berechnung der Bodendaten, treten Fehler in die eine Richtung, berücksichtigt man es nicht, in die andere Richtung auf. Da tote Bäume sehr unterschiedlich über die Fläche verteilt sind, entstehen Unstimmigkeiten, die eine schlechtere Anpassung der Modelle zur Folge haben. Als Resümee verschlechtert damit ein hoher Totholzanteil die Schätzungsgenauigkeit in einem nicht vorhersehbaren Ausmaß.

### Verbesserung und Überprüfung der Ergebnisse

Um die Ergebnisse besser beurteilen zu können, sollten die Regressionsgleichungen an Testbeständen überprüft werden. Hierzu bietet es sich an, einen Teil der Inventurpunkte in den Testgebieten mit einer Lagegenauigkeit von besser als 50 cm einzumessen. Diese Inventurpunkte könnten dann als Trainingsflächen zur Etablierung der statistischen Zusammenhänge verwendet werden. Anschließend könnten die dort ermittelten Zusammenhänge auf die in dieser Studie verwendeten Referenzflächen übertragen und überprüft werden.

Als eine Möglichkeit zur Verbesserung der Resultate könnte eine weitere Stratifizierung der Wälder geeignet sein. In den praxisnahen Untersuchungen in borealen Wäldern wurden die Untersuchungsgebiete in drei Straten unterteilt: Jungbestände, Altbestände auf schlechten und Altbestände auf guten Standorten (NAESSET 2004). Dementsprechend müssten für die bearbeiteten Testgebiete zumindest auch Jungbestände mit einbezogen werden. Insgesamt ergeben sich daraus sechs Straten (Laubwald jung, Laubwald alt, Nadelwald jung, Nadelwald alt, Mischwald jung, Mischwald alt). Eine weitere Aufteilung der Altbestände in einschichtig und mehrschichtig würde vermutlich zu genaueren Ergebnissen führen. Allerdings erhöht sich die Anzahl der Straten dadurch auf neun, was bei einer Probeflächenanzahl von zumindest 30 je Stratum einen riesigen Aufwand für die Erfassung der Bodenreferenz und damit hohe Kosten zur Folge hätte.

Ein Problem stellt auch die Zuordnung der Rasterquadrate zu Laub-, Nadel- und Mischwaldflächen dar. Laub- und Nadelwald lassen sich zwar mit Hilfe der Diskriminanzanalyse gut trennen, die Mischwaldprobeflächen können jedoch nicht als eigene Klasse ausgeschieden werden, da sie von ihren Charakteristika entweder eher den Laub-, oder eher den Nadelwaldflächen zugeordnet werden. Diese Vorklassifizierung ist jedoch eine Voraussetzung, um die Regressionsmodelle auf die Fläche zu übertragen, da bereits vorher bekannt sein muss, ob es sich beim jeweiligen Pixel um eine Laub-, Nadel- oder Mischfläche handelt. Abhilfe könnte eine Vorklassifizierung der Rasterzellen mit Hilfe von Farbinfrarot-Luftbildern schaffen. Eine Alternative wäre es ebenfalls, nur zwei Klassen, Laub- und Nadelwald, zu unterscheiden. Diese Klassen lassen sich zwar mit einer Diskriminanzanalyse vergleichsweise gut trennen, allerdings dürfte durch Auflösung der Klasse Mischwald auch die

Streuung der Lasermetriken innerhalb der Klassen größer werden und damit die Fehler zunehmen.

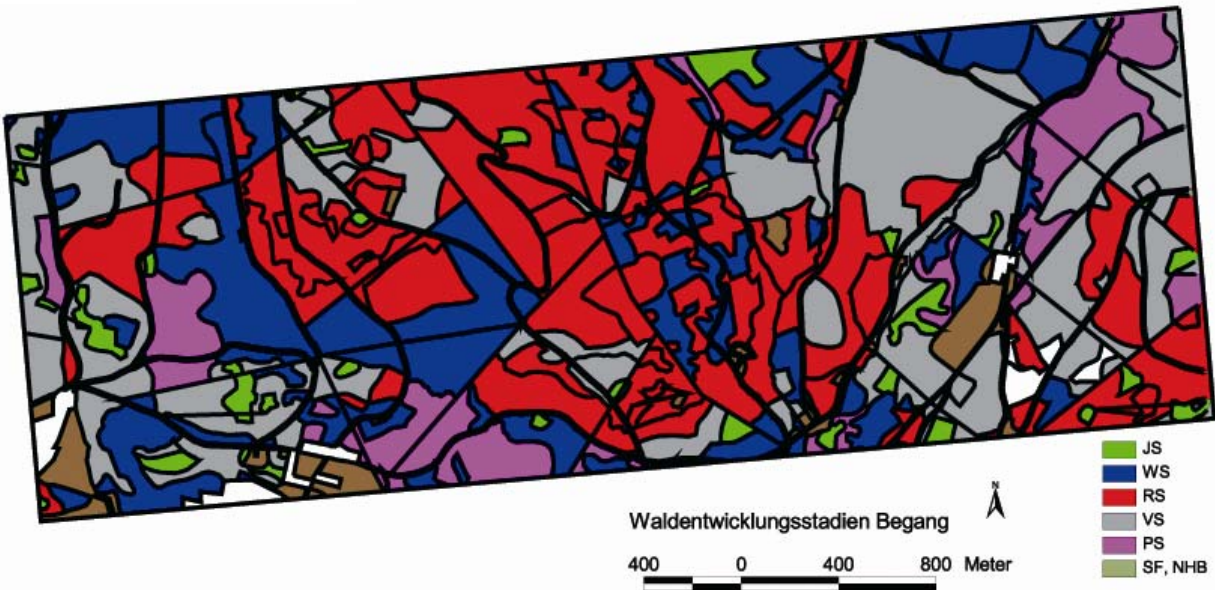
Auch der Einsatz von Full-Waveform-Laserscannern, die den vollständigen Intensitätsverlauf des Laserstrahls im Bestand aufzeichnen, könnten zur Trennung von Laub- und Nadelwaldbereichen eingesetzt werden. Darüber hinaus bieten Daten dieser Sensoren auch die Möglichkeit, wesentlich mehr Informationen über die Waldstruktur zu erhalten, als dies mit herkömmlichen Scannern möglich ist. Dieses Mehr an Information könnte ebenfalls zu einer Verbesserung der Schätzergebnisse beitragen.

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass die Schätzung wichtiger forstlicher Bestandeskennwerte in den Testgebieten des Nationalparks Bayerischer Wald mit relativ hoher Genauigkeit durchführbar ist. Selbst für die stark strukturierten Wälder der Bergmischwaldzone konnten gute Resultate erzielt werden. Bisher wurde dieses Verfahren lediglich im Bereich der borealen Nadelwaldzone untersucht und in einem gewissen Umfang erprobt. Die Ergebnisse der nordischen Studien weisen im Vergleich zu den Ergebnissen aus dem Bayerischen Wald eine ähnliche Genauigkeit wie die Nadelwaldflächen auf. Problematisch sind jedoch Bereiche mit einer starken Durchmischung von Laub- und Nadelbäumen und mit komplexem, mehrschichtigen Bestandaufbau in den Bergmischwäldern. Bemerkenswert ist aber, dass trotz des strukturreichen Waldaufbaus in den Testgebieten eine befriedigende Schätzgenauigkeit für die Bestandeskennwerte erreicht werden konnte.

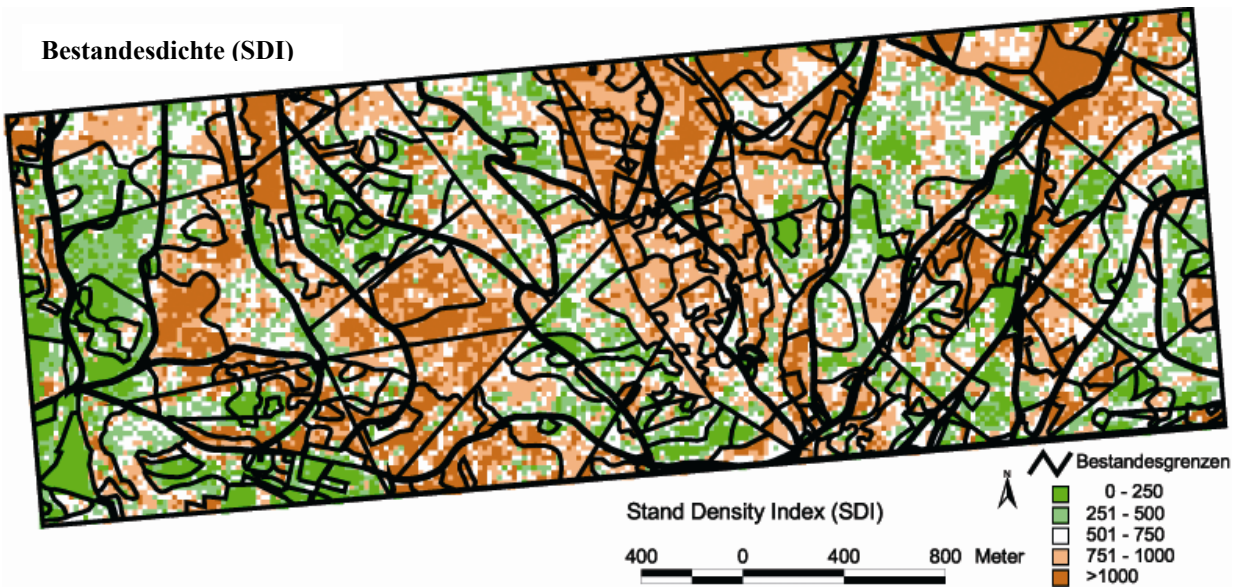
Abbildung 116: (gegenüberliegende Seite) Karte der Verteilung der Waldentwicklungsstadien (oben), der Bestandesdichte (mitte) und des Holzvorrates (unten) in Testgebiet E. Die Berechnungen wurden mit der in Abschnitt 7.4 vorgestellten Methodik durchgeführt.



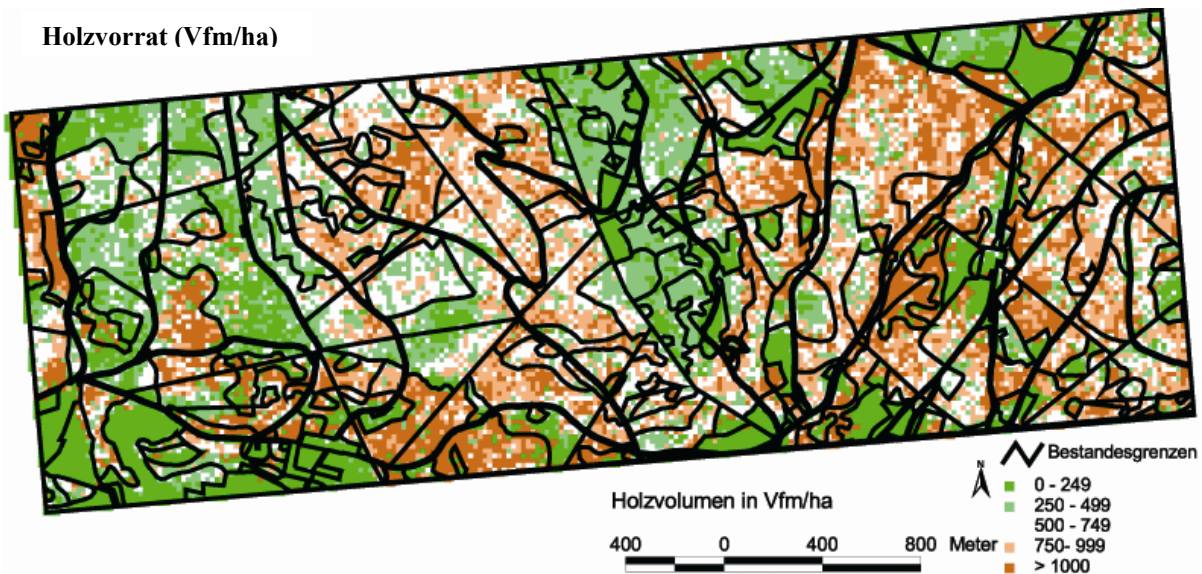
Waldentwicklungsstadien



Bestandesdichte (SDI)



Holzvorrat (Vfm/ha)



## **7.3 Erfassung von Waldentwicklungsstadien**

### **7.3.1 Einleitung**

Die Erfassung von Waldentwicklungsstadien ist neben der Stichprobeninventur eine der tragenden Säulen im Forsteinrichtungsprozess in den Bayerischen Staatswäldern. Dabei wird die Waldentwicklungsstadienkartierung, die auch mit der Ausscheidung von Beständen und einer Maßnahmenplanung verbunden ist, zeitlich nach der Stichprobeninventur durchgeführt, um deren Ergebnisse berücksichtigen zu können. Die Kartierung der Waldentwicklungsstadien ist in Bayern auf das Hochgebirge und die Nationalparke beschränkt. Sie stellt eine Zustandsbeschreibung der Wälder dar und dient zur Charakterisierung der Entwicklungsprozesse und der ihnen entsprechenden Strukturveränderungen in Waldbeständen. Naturnähekriterien fließen nicht in die Kartierung der Bestände mit ein.

Im Gegensatz dazu findet auf der restlichen Staatswaldfläche eine Kartierung nach Nutzungsarten statt, bei der weniger der aktuelle Zustand des Waldes beschrieben wird, sondern vielmehr die geplante Bestandesbehandlung im nächsten Forsteinrichtungszeitraum im Vordergrund steht.

Die Kartierung von Waldentwicklungsstadien hat eine lange Tradition in der Urwaldforschung und geht auf Arbeiten von LEIBUNDGUT (1959) zurück. Auf Basis dieser Arbeiten entwickelte RALL (1990, 1995) für die Wälder des Nationalparks Berchtesgaden einen Kartierschlüssel, der neben den beiden bayerischen Nationalparks Berchtesgaden und Bayerischer Wald auch in der Bayerischen Staatsforstverwaltung Verwendung fand. Andere Autoren aus dem ost- und südosteuropäischen Raum widmeten sich in der zweiten Hälfte des letzten Jahrhunderts ebenso der Klassifikation der Entwicklungsphasen von Urwäldern (z.B. KORPEL 1995). Der Ansatz wurde auch von REMMERT (1991) aufgenommen und im Mosaik Zyklus Modell zu einem überschaubaren Schema komprimiert (SCHERZINGER 1996).

Insgesamt werden regelmäßig sieben verschiedene Stadien ausgeschieden, die im Abschnitt Kartierung der Waldentwicklungsstadien beschrieben sind. Im Nationalpark Bayerischer Wald kommt das Mortalitätstadium als Besonderheit hinzu. Die flächenmäßige Bedeutung der einzelnen Stadien in den Testgebieten ist sehr unterschiedlich. Jugend- und Reifungsstadien nehmen jeweils etwa ein Viertel der Fläche ein, Verjüngungsstadien ein Fünftel. Daneben spielen nur Wachstums- und Plenterstadien mit 14 bzw. 10 % eine größere Rolle.

Die Erfassung von Waldentwicklungsstadien ist ein komplexer Prozess, in den verschiedene Kriterien eingehen. Von Bedeutung sind dabei vor allem der Brusthöhendurchmesser, das Bestandesalter und der vertikale Bestandaufbau. Davon lassen sich Brusthöhendurchmesser und Baumalter in einen direkten Bezug zur Baumhöhe bringen, die wiederum sehr gut aus Laserscanningdaten abgeleitet werden kann, wie dies im Abschnitt 5.2 gezeigt wurde. Das Potenzial von Laserscanning zur Kartierung vertikaler Strukturen wird im Folgenden näher untersucht.

### **7.3.2 Potenzial von Laserscanning zur Erfassung von vertikalen Strukturen**

#### **7.3.2.1 Einleitung**

Das Wissen über vertikale Waldstrukturen hat eine große Bedeutung für die waldbauliche Behandlung von Beständen und stellt eine wesentliche Information für die naturschutzfachliche

Bewertung von Wäldern dar, da sich viele Tiergruppen wie Vögel, Fledermäuse und Insekten im dreidimensionalen Bestandesraum bewegen.

Eine genaue Erfassung der vertikalen Waldstrukturen ist aufgrund des hohen Aufwandes bisher nur auf Versuchsflächen möglich. Dazu müssen neben Baumposition, BHD und Baumhöhe auch Kronenansatz und Kronenprojektion bestimmt werden. Aus den terrestrisch erhobenen Daten können anschließend Bestandesaufrisse gefertigt werden, die ein grafisches Abbild der vertikalen Bestandesstruktur darstellen. Mittlerweile gibt es auch Softwarepakete wie „Silva“ (Lehrstuhl für Waldwachstumskunde der Technischen Universität München) oder „Stand Visualization System“ (US Forest Service), die eine Visualisierung der Bestandesstrukturen auf Basis der erhobenen Messwerte erlauben. Darüber hinaus können die Strukturen auch über verschiedene Strukturindizes quantifiziert werden.

Demgegenüber ist eine Erfassung der vertikalen Strukturen auf großer Fläche bisher nur mit sehr groben Verfahren möglich. Dazu werden zunächst mehr oder weniger homogene Bestände ausgewählt, verbal beschrieben (ein-, zwei-, mehrschichtig) und anschließend bestimmten Bestandestypen zugeordnet. Für großflächige Anwendung besteht ebenfalls die Möglichkeit, Strukturindizes zu berechnen. Grundlage hierfür bilden Daten aus forstlichen Inventuren. Da die zugrundeliegenden Inventurpunkte jedoch in einem weiten Raster über die Waldfläche (im Nationalpark Bayerischer Wald beispielsweise ein Punkt je 4 ha) verteilt sind, können aus diesen Daten nur Aussagen für größere Straten, nicht aber über die lokale Situation getroffen werden. Eine kontinuierliche, quantitative Erfassung solcher Strukturen ist damit nicht möglich. Der Einsatz von flugzeuggetragenen Laserscannern eröffnet hier neue Möglichkeiten, die im Folgenden näher untersucht werden.

### 7.3.2.2 Methodisches Vorgehen

Zur Datenaufbereitung wurden die im Binärformat vorliegenden First- und Last-Pulse-Datensätze zunächst in das ASCII-Format umgewandelt. Um die Verteilung der Lasermesswerte in den verschiedenen Höhenschichten der Referenzflächen untersuchen zu können, musste eine Niveauebene erzeugt werden, auf welche sich alle Messwerte beziehen. Aus diesem Grund wurden die Rohdaten in das jeweilige digitale Bodenmodell bilinear interpoliert (s. Abbildung 20: Prinzip der bilinearen Interpolation.) und die Differenz aus absoluter und interpolierter Höhe gebildet. Damit war es möglich, eine Häufigkeitsverteilung der Messwerte in Abhängigkeit von der Bestandeshöhe zu erstellen. Für eine Darstellung ähnlich einem Bestandesaufriss mussten die Referenzflächen zunächst im Grundriss parallel zur x-Achse ausgerichtet werden. Dafür wurde eine Profiltiefe von 20 m gewählt.

Die Untersuchungen beziehen sich auf die folgenden Referenzflächen:

- |                         |   |
|-------------------------|---|
| <b>57 Sallerhäng</b>    | (Einschichtiger Fichten-Altbestand mit vereinzelter Bu-Vorausverjüngung)    |
| <b>60 Feistenhäng A</b> | (Zweischichtiger Buchen-Edellaubbaum-Altbestand mit Bu-Fi-Vorausverjüngung) |
| <b>56 Haselau:</b>      | (mehrschichtiger Fichten-Tannen-Buchenplenterbestand)                       |
| <b>58 Totenschädel:</b> | (Fichten-Buchen-Bestand mit Buchennebenbestand und Bu-Fi-Vorausverjüngung)  |



### 7.3.2.3 Ergebnisse

Abbildung 117 bis 120 zeigen die aus Laserdaten erzeugten Bestandesaufrisse der Referenzflächen. Dabei sind die Daten der Winterbefliegung blau und die der Sommerbefliegung grün dargestellt. Die Abbildungen lassen einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Verteilung der Nadel- und Laubbiomasse in den Beständen und den Reflexionsorten der Laserimpulse erkennen.

Abbildung 117 zeigt den Fichtenbestand 57 Sallerhäng. Die Lasermesswerte sind auf zwei Bereiche des „Bestandesaufrisses“ verteilt. Im unteren Bereich der Abbildung ist ein Band von Messwerten, das die Bodenoberfläche wiedergibt, zu erkennen. Der darüber folgende Stammraum ist fast frei von Messwerten, während im Kronenraum die Verteilung der Messwerte deutlich der Verteilung der Nadelmasse folgen. Daraus kann auf einen einschichtigen Bestandaufbau geschlossen werden.

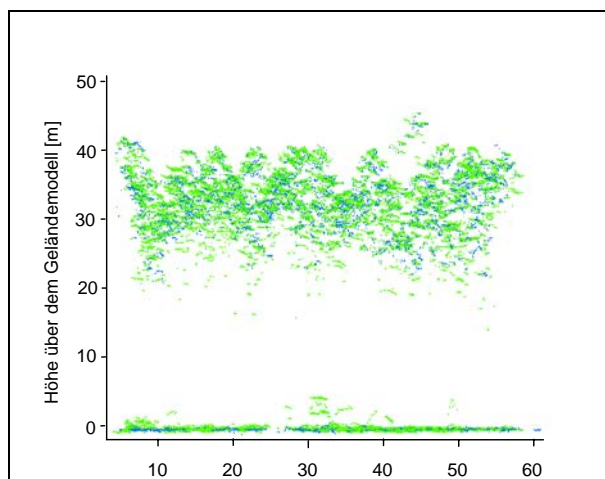


Abbildung 117: „Bestandesaufriss“ des Fichtenbestandes 57 (Tiefe 20 m, blau: Winterdaten, grün: Sommerdaten).

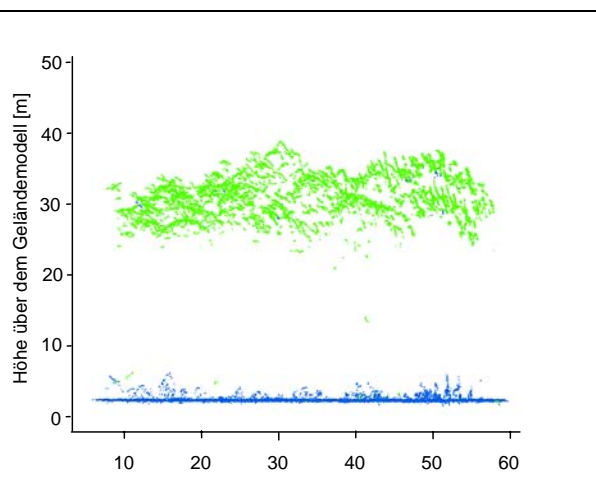


Abbildung 118: „Bestandesaufriss“ des Buchenbestandes 60 (Tiefe 20 m, blau: Winterdaten, grün: Sommerdaten).

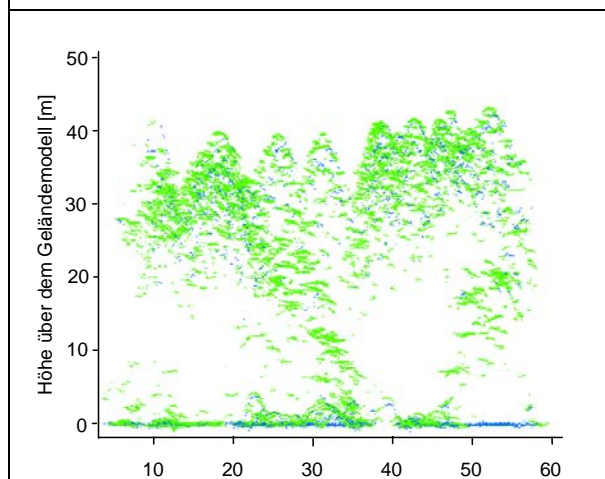


Abbildung 119: „Bestandesaufriss“ des Fichten-Buchen-Bestandes mit Buchen-nebenbestand (Tiefe 20 m, blau: Winterdaten, grün: Sommerdaten).

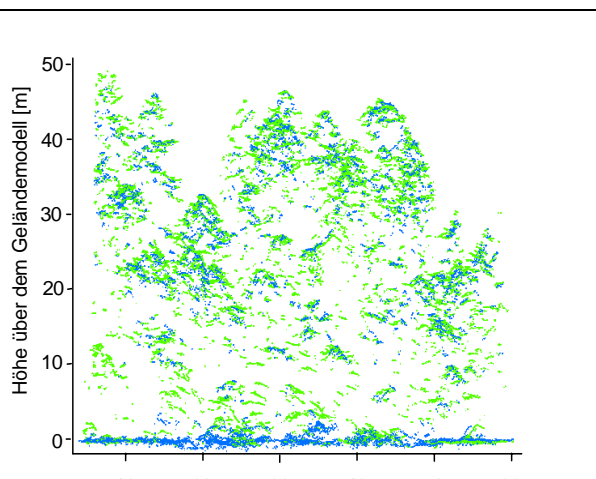


Abbildung 120: „Bestandesaufriss“ des Fichten-Tannen-Buchen-Plenterbestandes (Tiefe 20 m, blau: Winterdaten, grün: Sommerdaten).

Im Buchenbestand 60 Feistenhäng sind in den Winterdaten fast ausschließlich Messwerte in Bodennähe zu erkennen. Diese sind durch die Waldbodenoberfläche, aber auch durch die Waldverjüngung verursacht. Ganz im Gegensatz zum Fichtenbestand treten nur sehr wenige Messwerte im Kronenbereich auf, da die Buchenkronen im unbelaubten Zustand von den Laserimpulsen durchdrungen werden. Bei der Sommerbefliegung haben sich die Verhältnisse umgekehrt: Fast alle Messwerte treten im Kronenbereich auf, der Boden wird nur von wenigen Laserimpulsen erreicht. Die Ursache dafür ist das im Sommer sehr dichte Kronendach der Buche, von dem ein Großteil der Messimpulse bereits im oberen Kronenbereich reflektiert wird. Deshalb können bei einer reinen Sommerbefliegung kaum vertikale Strukturen in geschlossenen Buchenbeständen erkannt werden. Im Vergleich dazu ist die Durchdringungsrate von Fichtenbeständen im Sommer und Winter ähnlich, wenn auch im Winter deutlich mehr Laserstrahlen den Waldboden erreichen.

Bei dem Bestand 56 Haselau sind die Reflexionsorte über die ganze Höhe des Bestandes verteilt, was auf einen mehrschichtigen Bestandaufbau hindeutet. Auffällig ist auch die dichte Verjüngungsschicht unmittelbar über der Bodenoberfläche.

Durch einen Vergleich der Häufigkeitsverteilungen der Reflexionsorte zwischen Winter- und Sommerbefliegung (Abbildung 121 bis 124) lässt sich auf die Verteilung von Laub- und Nadelbäumen im Bestand schließen. Für den Fichtenreinbestand 57 Sallerhäng entspricht die Verteilung der Reflexionsorte aus der Winterbefliegung in etwa der der Sommerbefliegung. Gewisse Abweichungen können sich aufgrund der Positionsungenauigkeit der Reflexionsorte von etwa 30 cm ergeben. Interessant ist der Kurvenverlauf zwischen einem und fünf Meter Höhe: Während im Winter keine Messwerte beobachtet wurden, konnten bei der Sommerbefliegung Messwerte aufgezeichnet werden. Diese sind auf einige kleine Buchen zurückzuführen. Daraus wird deutlich, mit welcher Genauigkeit Strukturen unter der Bestandesoberfläche erkannt werden können. Auch der Unterschied in den Häufigkeitsverteilungen zwischen Winter- und Sommerbefliegung des Bestandes 58 Totenschädel zeigt, dass der Unter- und -zwischenstand aus Laubbäumen deutlich als solcher erkannt werden kann.

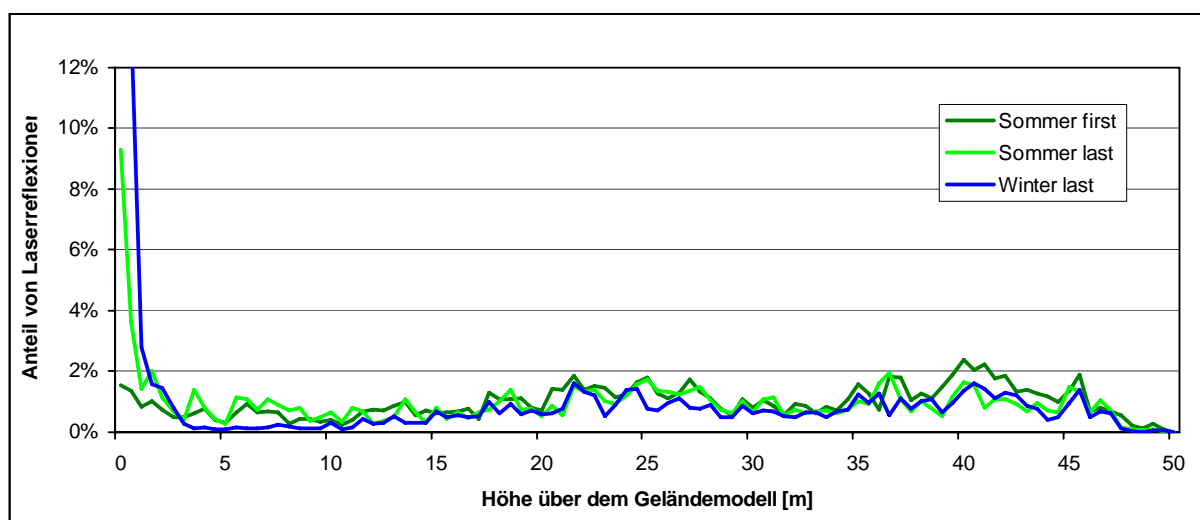


Abbildung 121: Häufigkeitsverteilung der Laserreflexionsorte im Fichten-Tannen-Buchenplenterbestand 56 Haselau. SF: Sommerbefliegung First-Pulse, SL: Sommerbefliegung Last-Pulse, W: Winterbefliegung Last-Pulse.

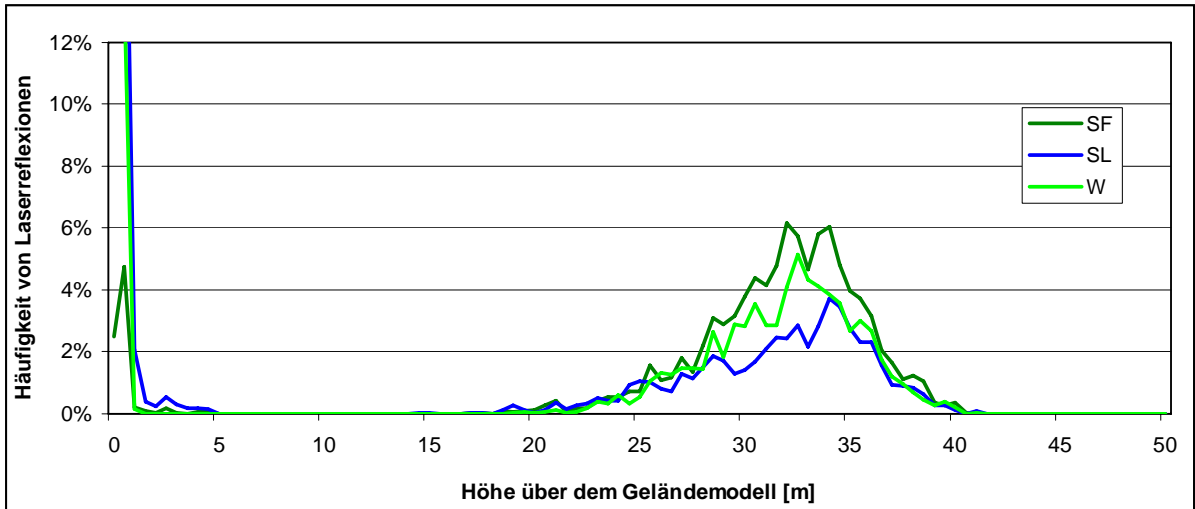


Abbildung 122: Häufigkeitsverteilung der Laserreflexionsorte im Fichtenbestand 57 Sallerhäng. SF: Sommerbefliegung First-Pulse, SL: Sommerbefliegung Last-Pulse, W: Winterbefliegung Last-Pulse.

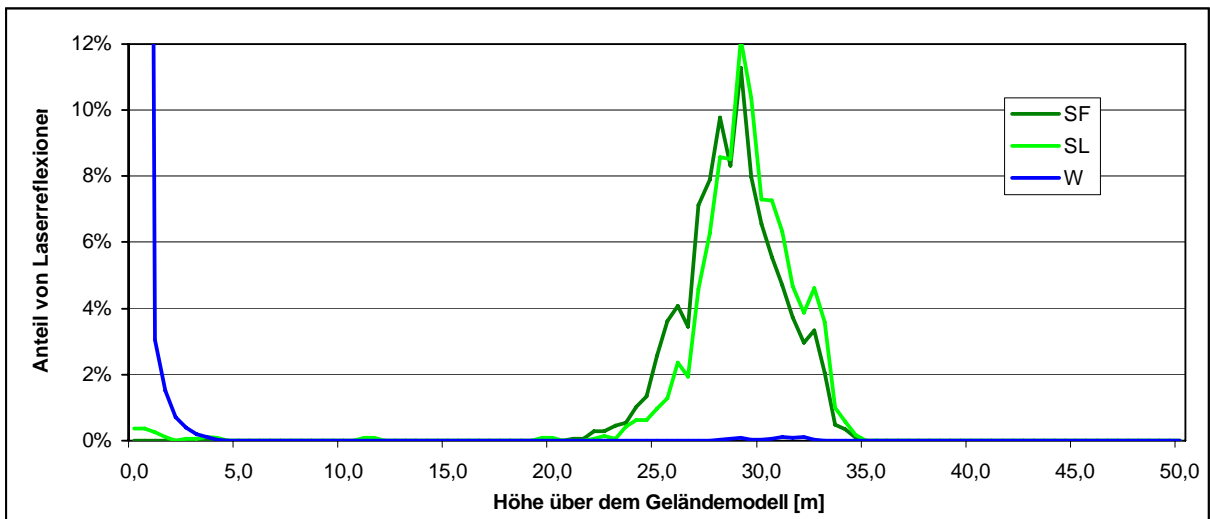


Abbildung 123: Häufigkeitsverteilung der Laserreflexionsorte im Buchenbestand 60 Feistenhäng A. SF: Sommerbefliegung First-Pulse, SL: Sommerbefliegung Last-Pulse, W: Winterbefliegung Last-Pulse.

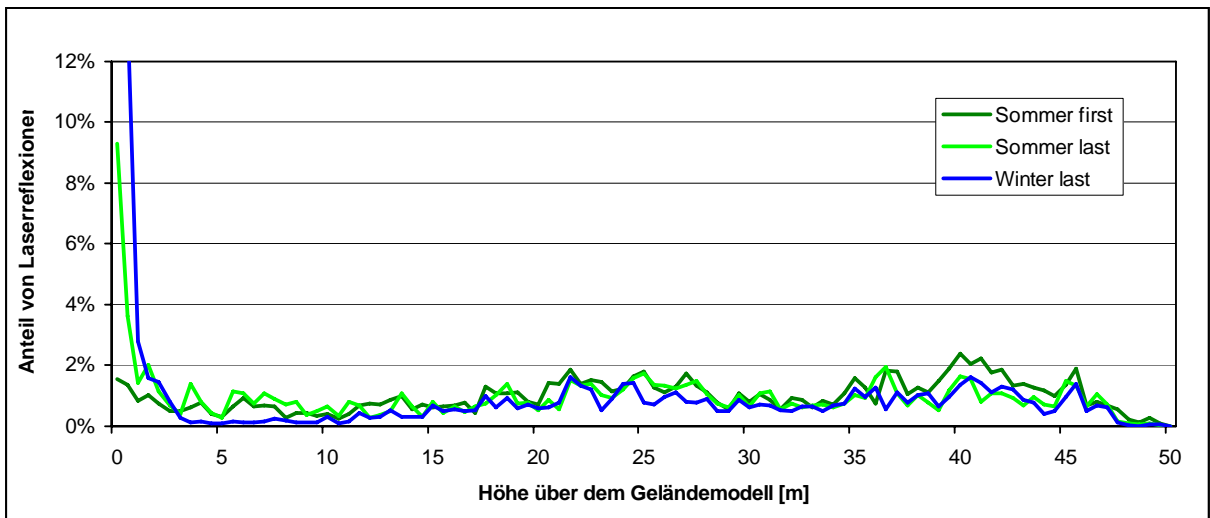


Abbildung 124: Häufigkeitsverteilung der Laserreflexionsorte im Fichten-Buchenbestand mit Buchennebenbestand 58 Totenschädel. SF: Sommerbefliegung First-Pulse, SL: Sommerbefliegung Last-Pulse, W: Winterbefliegung Last-Pulse.

#### **7.3.2.4 Diskussion**

Die Ergebnisse zeigen, dass Laserscanneraufnahmen Informationen über vertikale Waldstrukturen in einer Genauigkeit liefern können, die bislang nicht möglich war.

Allerdings gibt es auch gewisse Grenzen für die Erfassung der gewünschten Parameter. Beispielsweise ist es bisher nicht möglich, zwischen krautiger Vegetation, Sträuchern und der Waldverjüngung selbst zu unterscheiden. Dies gilt auch für am Boden liegendes Totholz, wie es im Nationalpark Bayerischer Wald häufig vorkommt. Nachteilig bei der Ansprache der Schichten ist auch, dass nicht zu unterscheiden ist, ob die Messwerte durch verschiedene Bäume in Ober- und Zwischenschicht oder tief bestete Bäume mit Solitärcharakter hervorgerufen werden, wie sie beispielsweise in den Fichtenhochlagenbeständen häufig auftreten.

Da die Penetrationsrate je nach Bestandestyp stark schwanken kann, ist der Zusammenhang zwischen der Reflexion von Laserimpulsen und der Nadel- bzw. Laubbiomassenverteilung im Bestand nicht linear. Insbesondere in tieferen Bestandesschichten können weniger Laserimpulse vordringen, deshalb wird die hier vorhandene Laub- und Nadelbiomasse gegenüber derjenigen in der Krone unterschätzt. Dieser Effekt ist in Laubbaumbeständen stärker ausgeprägt als in Nadelbaumbeständen. Durch den zeitgleichen Einsatz von flugzeuggetragenen und terrestrischen Lasersystemen konnten CHASMER et al. (2004) die Unterschätzung der Nadel- und Laubbiomasse in Unter- und Zwischenschicht direkt nachweisen. Probleme bereitet insbesondere das sehr dichte Kronendach der Buchen, da es kaum von Laserstrahlen durchdrungen werden kann. Der Grund für die unterschiedlichen Durchdringungsraten bei Fichte und Buche dürfte nicht nur das dichtere geschlossene Kronendach der Buche (Stichwort plastische Krone) und die Verteilung und Ausrichtung der Blätter, sondern auch eine geringere Durchlässigkeit für die Laserimpulse sein, die im Wellenbereich des nahen Infrarots arbeiten. Ein etwaiger Unter- und Zwischenstand oder Voraussverjüngung können deshalb nur in lichtereren Bestandesbereichen erkannt werden. Hier müssen zukünftige Untersuchungen zeigen, ob bei Einsatz von Lasersystemen mit anderen Systemparametern (kleinerer Footprint, höhere Leistung, höhere Messpunktdichte u.a.m.) oder durch einen anderen Befliegungszeitpunkt (Spätsommer, Herbst) bessere Ergebnisse erzielt werden können.

Dieser Effekt muss bei einer Quantifizierung der vertikalen Strukturen berücksichtigt werden. Als Größe bietet sich hierfür die Durchdringungsrate für die jeweilige Bestandesschicht, d. h. der Anteil von Laserimpulsen, der eine bestimmte Höhenschicht penetrieren kann, an.

Darüber hinaus ist eine Unterscheidung zwischen Nadel- und Laubbäumen unter der Bestandesoberfläche nur durch eine zweifache Befliegung möglich. Aufgrund der hohen Kosten für eine Doppelbefliegung wird ein solches Verfahren wohl nur selten in Frage kommen und für den operationellen Einsatz im Bereich von Waldinventuren vorläufig ausscheiden.

In Zukunft kann damit gerechnet werden, dass vertikale Strukturen wesentlich besser erfasst werden können, als das bisher der Fall ist. Durch den Einsatz von Full-Waveform-Scannern, die den kompletten Signalverlauf im Bestandesraum aufzeichnen, werden wir nicht nur Informationen über Objekte, die die Laserimpulse reflektieren, sondern auch über die Bereiche, in denen keine Reflexionen stattfinden, erhalten (HUG et al. 2004 b).

### 7.3.3 Entwicklung einer Methode zur Kartierung von Waldentwicklungsstadien aus Laserscanningdaten

#### 7.3.3.1 Methodisches Vorgehen

##### 7.3.3.1.1 Verwendete Lasermetriken

Bei der Erfassung der Waldentwicklungsstadien wird zunächst nur mit vier einfachen Lasermetriken gearbeitet, die sich jeweils auf eine Rasterzelle von 10x10 m Größe beziehen:

$h_{\text{maxsf}}$ : Maximale Höhe

$h_{\text{mittsf}}$ : Mittlere Höhe

$\text{Stabw}_{\text{sf}}$ : Standardabweichung der Höhe

$\text{DD}_{1\text{bis}5\text{m/sfsl}}$ : Durchdringungsrate in der Höhengschicht zwischen 1 und 5 m. Anzahl der Messwerte, die sich unter 1 m befinden, dividiert durch die Anzahl der Messwerte, die sich unter 5 m befinden.

##### 7.3.3.1.2 Maßzahlen für die Klassifikationsgüte

Zur Überprüfung der Übereinstimmung von zwei Klassifikationen wurde eine Fehlermatrix angefertigt. Hier wird jedes Objekt entsprechend seiner Klassenzugehörigkeit als Klassifikationsergebnis oder Referenz eingetragen.

		Referenzdaten					
Klassifikation		Klasse	1	2	...	N	Summe
Klassifikation	1		a11	a12	...	a1N	$\sum_{K=1}^N a_{1k}$
	2		a21	a22	...	a2N	$\sum_{K=1}^N a_{2k}$
	...		...	...	...	...	...
	N		aN1	aN2	...	aNN	$\sum_{K=1}^N a_{Nk}$
	Summe		$\sum_{K=1}^N a_{k1}$	$\sum_{K=1}^N a_{k2}$	...	$\sum_{K=1}^N a_{kN}$	$n = \sum_{i,K=1}^N a_{ik}$

Tabelle 92: Aufbau einer Fehlermatrix für eine Klassifikation von N Klassen (DEFINIENS 2001)

#### Gesamtgenauigkeit (Overall Accuracy):

Es handelt sich hierbei um den Anteil aller Referenzpixel, der korrekt klassifiziert ist. Sie wird wie folgt berechnet:

$$OA = \frac{\sum_{K=1}^N a_{kk}}{\sum_{i,k=1}^N a_{ik}}$$

Gleichung 86

**Produzenten Genauigkeit (Producers Accuracy):**

Schätzt die Wahrscheinlichkeit, dass ein Pixel der Klasse  $i$  in der Referenzklassifikation korrekt klassifiziert wurde.

$$PA(Klasse_i) = \frac{a_{ii}}{\sum_{i=1}^N a_{ki}} \quad \text{Gleichung 87}$$

**Nutzer-Genauigkeit (Users Accuracy):**

Ist ein Maß für die Wahrscheinlichkeit, dass ein als Klasse  $i$  identifiziertes Pixel tatsächlich Klasse  $i$  ist.

$$UA(Klasse_i) = \frac{a_{ii}}{\sum_{i=1}^N a_{ik}} \quad \text{Gleichung 88}$$

**Produkt aus PA und UA**

Hierzu wird die Produzentengenauigkeit mit der Nutzergenauigkeit multipliziert

$$PA * UA(Klasse_i) = PA(Klasse_i) * UA(Klasse_i) \quad \text{Gleichung 89}$$

**Klassifikationsgenauigkeit nach HELDEN (1980)**

Hierbei handelt es sich um den harmonischen Mittelwert aus PA ( $Klasse_i$ ) und UA ( $Klasse_i$ ).

$$HA(Klasse_i) = \frac{2a_{ii}}{\sum_{k=1}^N a_{ik} + \sum_{i=1}^N a_{ik}} \quad \text{Gleichung 90}$$

**Klassifikationsgenauigkeit nach SHORT (1982)**

$$SA(Klasse_i) = \frac{a_{ii}}{\sum_{k=1}^N a_{ik} + \sum_{i=1}^N a_{ik} - a_{ii}} \quad \text{Gleichung 91}$$

### 7.3.3.2 Ergebnisse

#### 7.3.3.2.1 Unterscheidung zwischen Jung- und Altbeständen

Im ersten Schritt wurden die Jungbestände von den Altbeständen getrennt. Zu den Jungbeständen gehören die Jugend- und Wachstumsstadien, zu den Altbeständen die Verjüngungs-, Reifungs- und Plenterstadien. Dazu wurde die Höhengrenze von  $h_{\max} < 28$  m verwendet. Jungbestände weisen demnach eine  $h_{\max}$  von kleiner 28 m und Altbestände von größer 28 m auf.

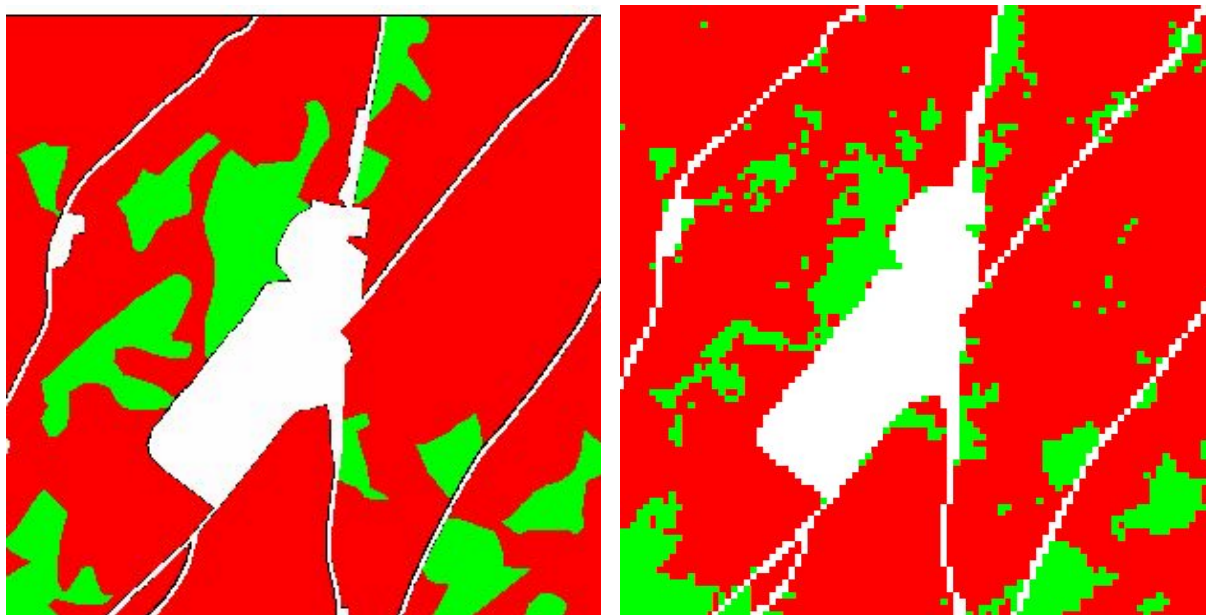


Abbildung 125: Kartierung von Jung- und Altbeständen im Rahmen des Waldbegangs (links) und aus Laserdaten (rechts).

Dabei beträgt die Fläche der vom Boden kartierten Jungbestände insgesamt 198 ha. Die Fläche der aus Laserscanningdaten kartieren Jungbestände beträgt hingegen nur 123 ha. Insgesamt konnte eine Klassifizierungsgenauigkeit von 86,9 % erreicht werden, was als relativ gutes Ergebnis angesehen werden kann. Allerdings ist die Klassifizierungsgenauigkeit bei den Jungbeständen mit nur 53,5 % vergleichsweise schlecht, während sie bei den Altbeständen mit 94,2 % sehr gut ist. Auch die anderen Maße für die Klassifizierungsgenauigkeit belegen dieses Ergebnis.

Klassen für Klassifikation	Jungbestand	Altbestand	$\Sigma$ Klassifikation
Jungbestand	819	409	1228
Altbestand	713	6640	7353
$\Sigma$ Referenz	1532	7049	8581
<b>Fehlermatrix [%]</b>			
Jungbestand	9.5%	4.8%	14.31%
Altbestand	8.3%	77.4%	85.69%
$\Sigma$ Referenz	17.85%	82.15%	100.00%
<b>Genauigkeit</b>			
Produzenten	53.5%	94.2%	
Nutzer	66.7%	90.3%	
Hellden	59.3%	92.2%	
Short	42.2%	85.5%	
<b>Gesamt</b>			
Gesamtgenauigkeit			<b>86.92</b>

Tabelle 93: Klassifikationsergebnis zur Trennung von Jung- und Altbeständen.

### 7.3.3.2 Unterscheidung zwischen Jugend- und Wachstumsstadien

Im nächsten Schritt wurden die Jungbestände in Jugend- und Wachstumsstadien unterteilt. Als Abfragekriterium für das Jugendstadium wurden alle Pixel mit einer  $h_{\max}$  von unter 20 m und einer mittleren Höhe von unter 6 m ausgewählt.

Insgesamt wurden damit 9,3 ha Jugendstadien und 113,5 ha Wachstumsstadien kartiert. Das bedeutet eine starke Unterschätzung der Jugendstadien. Hier waren beim Waldbegang 47,5 ha festgestellt worden. Bei den Wachstumsstadien liegt der aus den Laserscanningdaten ermittelte Wert nur geringfügig über dem Wert aus der terrestrischen Kartierung.

Klassen für Klassifikation	Jugendstadium	Wachstumsstadium	$\Sigma$ Klassifikation
Jugendstadium	70	23	93
Wachstumsstadium	384	751	1135
$\Sigma$ Referenz	454	774	1228
<b>Fehlermatrix [%]</b>			
Jugendstadium	5.70	1.87	7.57
Wachstumsstadium	31.27	61.16	92.43
$\Sigma$ Referenz	36.97	63.03	100.00
<b>Genauigkeit [%]</b>			
Produzenten	15.4	97.0	
Nutzer	75.3	66.2	
Hellden	25.6	78.7	
Short	14.7	64.9	
<b>Gesamt [%]</b>			
Gesamtgenauigkeit			<b>66.86</b>

Tabelle 94: Klassifikationsergebnis zur Trennung von Jugend- und Wachstumsstadien

Die Klassifizierungsgenauigkeit von Jugend- und Wachstumsstadium beträgt nur 66,9 %. Zwischen den beiden Klassen gibt es jedoch größere Unterschiede. So liegt die Produzentengenauigkeit für Jugendstadien nur bei 15,4 %, während sie beim Wachstumsstadium 97 % beträgt. Die Nutzergenauigkeit hingegen liegt bei den Jugendstadien mit 75 % geringfügig über dem Wert für die Wachstumsstadien (66,2%).

### 7.3.3.2.3 Unterscheidung zwischen Reifungsstadien- und Verjüngungs- und Plenterstadien

Im nächsten Schritt wurden die Altbestände in strukturärmere Reifungsstadien und strukturreiche Verjüngungs- und Plenterstadien unterteilt. Als Abfragekriterium für das Reifungsstadium wurden alle Pixel mit einer Standardabweichung von unter 7 und einer Durchdringungsrate zwischen 5 und 1 m Höhe von über 70 % ausgewählt.

Damit wurden im Untersuchungsgebiet 349,4 ha Reifungsstadien und 385,9 ha Verjüngungs- und Plenterstadien kartiert. Im Rahmen des Waldbegangs wurde nur eine Fläche von 157,6 ha für die Reifungsstadien und 543,5 ha für das Verjüngungs- und Plenterstadium ermittelt. Mit nur 57 % wurde hier die geringste Klassifizierungsgenauigkeit erreicht. Auch hier sind die Unterschiede der Klassen groß. Während bei den Reifungsstadien die Produzenten-Genauigkeit mit 72 % einen guten Wert erreicht, sind es bei den Verjüngungs- und Plenterstadien nur 54 %. Im Gegensatz dazu ist die Nutzer-Genauigkeit bei den Verjüngungs- und Plenterstadien mit 82 % viel höher als bei den Reifungsstadien (40 %).



Klassen für Klassifikation	Reifungsstadium	Verjüngungs- Plenterstadium	∑Klassifikation
Reifungsstadium	1104	1664	2768
Verjüngungs-/Plenterstadium	766	3819	4585
∑ Referenz	1532	7049	8581
<b>Fehlermatrix [%]</b>			
Reifungsstadium	12.87	19.39	32.26
Verjüngungs-/Plenterstadium	8.93	44.51	53.43
∑ Referenz	17.85	82.15	100.00
<b>Genauigkeit [%]</b>			
Produzenten	72.1	54.2	
Nutzer	39.9	83.3	
Helliden	51.3	65.7	
Short	34.5	48.9	
<b>Gesamt [%]</b>			
Gesamtgenauigkeit			<b>57.37</b>

Tabelle 95: Klassifikationsergebnis zur Trennung von Reifungs- sowie Verjüngungs- und Plenterstadien

### 7.3.3.2.4 Gesamtergebnis

Für die Klassifikation der Waldentwicklungsstadien wurde nur eine Gesamtklassifikationsgenauigkeit von 60 % erreicht. Während die Produzenten-Genauigkeit bei WS, RS und VS/PS zwischen 55 und 67 % erreichte, lag sie beim JS nur bei 7 %. Umgekehrt war die Nutzer-Genauigkeit beim JS mit 78 %, gefolgt vom VS/PS mit 73 %, am höchsten. Während sie beim WS noch 50 % erreichte, waren es beim RS nur 39 %.

Klassen für Klassifikation	JS	WS	RS	VS/PS	∑Klassifikation
JS	57	15	1	0	73
WS	401	755	122	239	1517
RS	24	85	1104	1664	2853
VS/PS	293	311	766	3819	5189
∑ Referenz	775	1166	1993	5722	9632
<b>Fehlermatrix [%]</b>					
JS	0.6	0.2	0.0	0.0	0.8
WS	4.2	7.8	1.3	2.5	15.7
RS	0.2	0.9	11.5	17.3	29.6
VS/PS	3.0	3.2	8.0	39.6	53.9
∑ Referenz	8.0	12.1	20.7	59.4	100.0
<b>Genauigkeit [%]</b>					
Produzenten	7.4	64.8	55.4	66.7	
Nutzer	78.1	49.8	38.7	73.6	
Helliden	13.4	56.3	45.6	70.0	
Short	7.2	39.2	29.5	53.8	
Produkt	5.7	32.2	21.4	49.1	
<b>Gesamt [%]</b>					
Gesamtgenauigkeit					<b>59.54</b>

Tabelle 96: Klassifikationsergebnis zur Trennung der Waldentwicklungsstadien.

### 7.3.3.3 Diskussion

Mit einem Wert von 59 % ist die Gesamtklassifikationsgenauigkeit für die Waldentwicklungsstadienerkennung aus Laserscanningdaten als unbefriedigend einzustufen. Die Gründe dafür sind allerdings weniger in der Kartierung aus den Laserscanningdaten, sondern vielmehr in der problematischen Bodenreferenz zu suchen. Eine genauere Betrachtung der Ergebnisse zeigt nämlich, dass die Referenz für das Klassifizierungsergebnis, nämlich die terrestrische Kartierung, einige Schwächen aufweist:

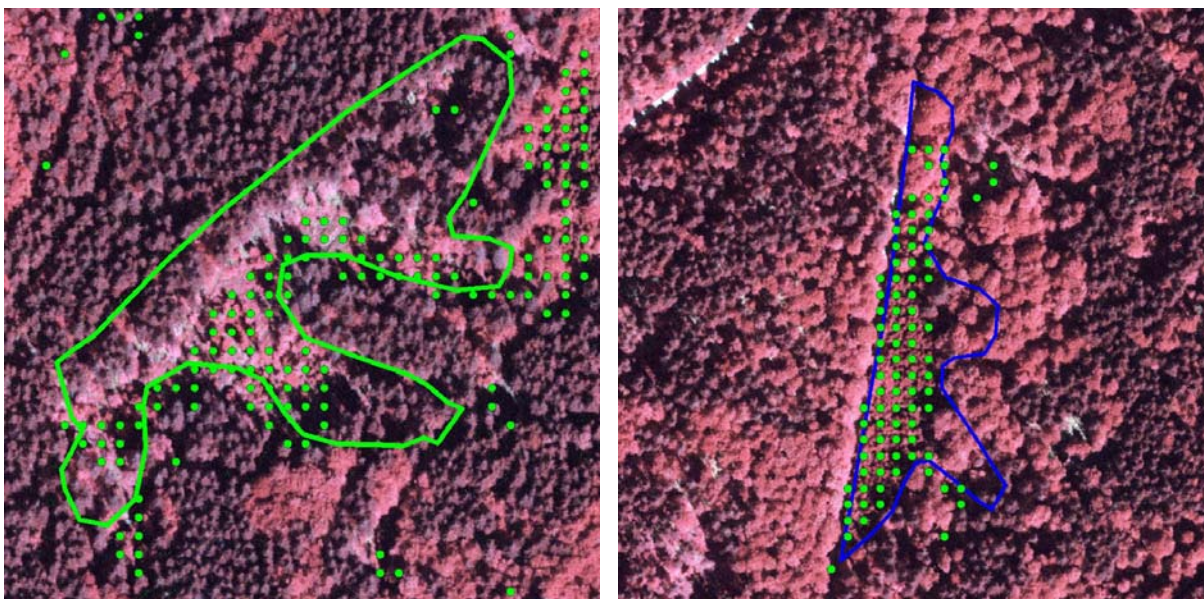


Abbildung 126: Vergleich der Kartierung im Rahmen des Waldbegangs (durchgezogene Linie) und den Ergebnissen aus den Laserscanningdaten (Punkte) für ein Jugend- (links) und ein Wachstumsstadium (rechts).

Eine Fehlerquelle ist die ungenaue Georeferenzierung der Bestandesgrenzen. Da es sich nicht um einen systematischen Fehler handelt, ist es auch nicht möglich, ihn zu korrigieren. Vielmehr treten von Fläche zu Fläche in Richtung und Entfernung unterschiedliche Abweichungen auf, die vermutlich auf das Verfahren der terrestrischen Kartierung zurückzuführen sind. Hier werden die Bestandesgrenzen in einem mehrstufigen Verfahren zunächst auf dem Luftbild erfasst, dann auf eine Transparentfolie umgezeichnet und anschließend digitalisiert. Auf Abbildung 126 ist deutlich zu erkennen, dass die Ergebnisse der Klassifizierung mit den Laserscanningdaten sehr gut die Jugendstadien wiedergeben, nur im Übergangsbereich zwischen Alt- und Jungbestand scheinen zu wenige Jugendstadien klassifiziert worden zu sein. Im Gegensatz dazu sind einige der Schattenbereiche, die aus dem Luftbild nicht einsehbar sind, bei der terrestrischen Kartierung nicht als Jung- sondern als

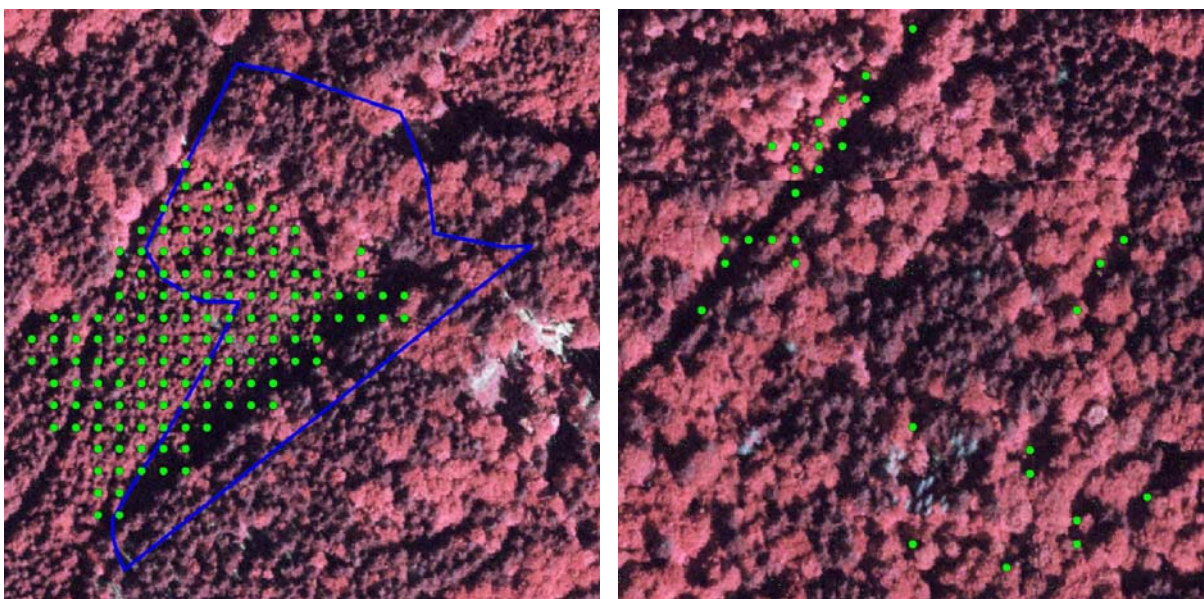


Abbildung 127: Auf dem linken Bild ist deutlich die genauere Kartierung aus den Laserscanningdaten (Punkte) gegenüber der Kartierung aus dem Waldbegang (durchgezogene Linie) zu erkennen. Auf dem rechten Bild wurden Lücken in einem Altbestand und entlang einer Forststraße als Jugendstadium kartiert.

Altbestand klassifiziert. Darüber hinaus umfasst die terrestrische Kartierung der Jungbestände auch große Teile des benachbarten Altbestandes und kann hier nicht als korrekt angesehen werden. Auf der rechten Seite der Abbildung 126 ist deutlich zu erkennen, dass der Jungbestand mit den Laserscanningdaten wesentlich besser kartiert wurde als durch die terrestrische Erhebung, bei der Teile des umgebenden Altbestandes mit einbezogen wurden. Auch Abbildung 127 (links) ist ein Beispiel dafür, dass zum einen die Georeferenzierung der terrestrischen Kartierung relativ ungenau ist, so dass die südliche Abgrenzung des Wachstumsstadiums nicht entlang der im Luftbild erkennbaren Abteilungsline, sondern bereits im benachbarten Altbestand verläuft. Auch die Kartierung selbst ist wiederum ungenau. Teile des deutlich aus dem Luftbild erkennbaren Jungbestandes wurden nicht bei der terrestrischen Kartierung berücksichtigt, während Teile des benachbarten Altbestandes einbezogen wurden.

Abbildung 127 (rechts) zeigt auch eine weitere Schwierigkeit beim Vergleich der beiden Datenschichten: Während beim Waldbegang eine Mindestbestandesgröße von 0,5 ha eingehalten wird, liegt die Erfassungsgrenze bei der Kartierung aus Laserscanningdaten bei 0,01 ha. Damit weist das Verfahren einen wesentlich höheren Detaillierungsgrad auf, als die herkömmliche Kartierung. Deshalb werden beispielsweise in geschlossenen Beständen schon kleine Lücken mit niedrigeren Bäumen als Jugendstadien kartiert. Obwohl in den beschriebenen Fällen die Kartierung der Entwicklungsstadien aus den Laserscanningdaten korrekt ist, werden diese Pixel als falsch klassifiziert gewertet. Der hohe Detaillierungsgrad kann aber auch als Nachteil des neuen Verfahrens gewertet werden, da im Gegensatz zum herkömmlichen Verfahren keine homogenen Behandlungseinheiten ausgeschieden werden können. In einem nächsten Schritt sollte hier versucht werden, die einzelnen nach Waldentwicklungsstadien klassifizierten Rasterzellen zu sinnvollen Einheiten zusammenzufügen. Im einfachsten Fall könnten dazu die Bestände durch einen menschlichen Interpreten deliniert werden, es scheint aber auch denkbar mit wissensbasierenden Regelwerken eine automatisierte Bestandesabgrenzung zu erreichen (TIEDE et al. 2004).

Der Vergleich mit der ungenaueren Bodenreferenz führt also dazu, dass das Ergebnis aus der Kartierung mit den Laserscanningdaten schlechter ausfällt als dies vermutlich tatsächlich der Fall ist. Für die Beurteilung der Klassifikationsgüte fehlt also eine ausreichend genaue Bodenreferenz. Um die Genauigkeit der vorliegenden Bodenreferenz besser beurteilen zu können, wurde deshalb zusätzlich eine Waldentwicklungsstadienkartierung auf Inventurpunkten vorgenommen. Das Ergebnis wird im nächsten Abschnitt vorgestellt.

### **7.3.4 Evaluierung der terrestrischen und laserscanninggestützten Waldentwicklungsstadienkartierungen anhand von Inventurpunkten**

#### **7.3.4.1 Methodisches Vorgehen**

Bei der Methodenentwicklung zeigte sich, dass die Kartierung aus dem Waldbegang nur bedingt als Referenz für die Kartierung aus den Laserscanningdaten geeignet ist. Deshalb musste eine weitere Strategie zur Überprüfung der Ergebnisse entwickelt werden. Im Gegensatz zum Verfahren des Begangs, wo große mehr oder weniger homogene Bereiche zu Beständen zusammengefasst werden, denen ein Waldentwicklungsstadium zugeordnet werden kann, sollte die Ansprache für die kleinen punktförmigen Bereiche durchgeführt werden. Hierzu wurden die Inventurpunkte ausgewählt, da deren Lage durch GPS-Messungen bereits bekannt war. Auf den von ihrer Größe übersichtlichen Inventurpunkten kann davon ausgegangen werden, dass die Ansprache zum einen genauer möglich ist und zum anderen besser reproduziert werden kann als bei dem bestandesweisen Verfahren.

Dazu wurde 2005 auf allen Inventurpunkten der Testgebiete C und E sowie zusätzlichen Punkten im Testgebiet C das Waldentwicklungsstadium kartiert. Die Vorgehensweise bei der Datenerfassung erfolgte wie in Abschnitt 4.3.4.2 beschrieben. Zur Evaluierung des Begangs wurden die Inventurpunkte mit den Bestandespolygonen aus dem Waldbegang über ihre Lage verknüpft und anschließend die Stadien verglichen. Dazu wurden die Maßzahlen für die Klassifikationsgüte aus Abschnitt 7.3.3.1.2 verwendet. Insgesamt wurden drei Varianten berechnet:

**Variante 1:** Verschneidung aller Inventurpunkte mit einer Koordinatenqualität von besser als 5 m.

**Variante 2:** Pufferung der Inventurpunkte mit einem Radius von 12 m und anschließende Selektion der Inventurpunkte, die eindeutig einem Bestand zugeordnet werden können. Die Klassifikationsgüte wurde nur für diese Inventurpunkte bestimmt.

**Variante 3:** Bei den eindeutig zugeordneten Inventurpunkten aus Variante 2 werden nur die ausgewählt, die bei der terrestrischen Ansprache als repräsentativ für die Umgebung eingewertet wurden.

Nach der Evaluierung der terrestrischen Kartierung der Waldentwicklungsstadien, wurde die Kartierung aus den Laserscanningdaten ebenfalls mit Hilfe der Inventurpunkte überprüft. Dabei wurden nur die als repräsentativ für ihre Umgebung eingewerteten Inventurpunkte verwendet. Für die Kartierung der Waldentwicklungsstadien aus den Laserscanningdaten wurden die in Abschnitt 7.3.3 in einem Trainingsgebiet entwickelten Regeln auf das Testgebiet E übertragen.

## **7.3.4.2 Ergebnisse**

### **7.3.4.2.1 Evaluierung des terrestrischen Begangs**

#### **7.3.4.2.1.1 Ansprache der Entwicklungsstadien**

Bei der Ansprache der Entwicklungsstadien waren die Kartierer aufgefordert, zu erheben, ob das Entwicklungsstadium auf dem jeweiligen Inventurpunkt eindeutig zu erfassen war und ob das Entwicklungsstadium repräsentativ für die nähere Umgebung ist.

Im Durchschnitt waren sich die Kartierer nur in 82 % der Fälle sicher bei der Ansprache des Entwicklungsstadiums. Im Testgebiet C traf dies sogar nur auf 78 % der Fälle zu, während in Testgebiet E 87 % der Entwicklungsstadien auf den Inventurpunkten eindeutig angesprochen werden konnten. Nur auf 64 % der Inventurpunkte wurden die Entwicklungsstadien als repräsentativ für ihre Umgebung gewertet. Auch hier waren die Werte im Testgebiet C niedriger als im Testgebiet E.



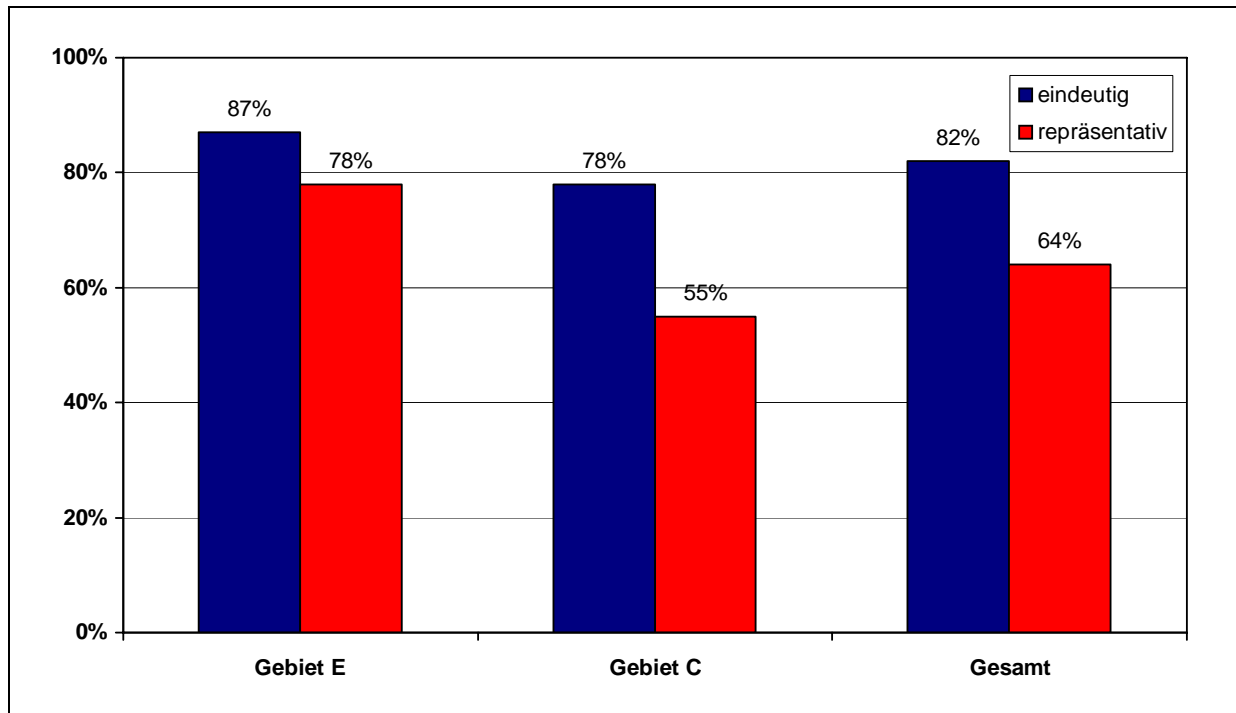


Abbildung 128: Auf den Inventurpunkten wurde erfasst, ob das jeweilige Waldentwicklungsstadium eindeutig angesprochen werden kann und das Waldentwicklungsstadium auf dem Inventurpunkt repräsentativ für die Umgebung ist.

#### 7.3.4.2.1.2 Variante 1:

Insgesamt gingen 466 Inventurpunkte in die Analyse ein. Bei einer einfachen Verschneidung wird nur eine Gesamtgenauigkeit von 55 % erreicht. Vergleicht man die Ergebnisse von Testgebiet C und E, so ergeben sich keine Unterschiede in der Gesamtgenauigkeit.

Die Klassifikationsgenauigkeit der einzelnen Stadien ist jedoch sehr unterschiedlich. Die beste Produzenten-Genauigkeit wurde bei den Jugendstadien erreicht. 88 % der als Jugendstadien angesprochenen Inventurpunkte liegen auch in einem Bestand, der im Rahmen des Waldbegangs als Jugendstadium kartiert wurde. Die Nutzer-Genauigkeit ist mit 44 % wesentlich schlechter. D. h. viele Inventurpunkte, die in Jugendstadien aus dem Begang fallen, wurden nicht als Jugendstadien angesprochen. Insbesondere kam es hier zu „Verwechslungen“ mit Verjüngungs- und Plenterstadien und in geringerem Umfang mit Wachstumsstadien. Bei den Wachstumsstadien ist die Situation umgekehrt. Hier ist die Produzenten-Genauigkeit mit 62 % geringer als die Nutzer-Genauigkeit. Auffällig ist die Verwechslung mit dem Reifungsstadium. Auch das Reifungsstadium zeigt eine vergleichsweise gute Klassifizierungsgenauigkeit. Hier ist die Produzenten- besser als die Nutzer-Genauigkeit. Verwechslungen treten hier vor allem mit dem Wachstums- aber auch mit dem Plenterstadium auf. Das schlechteste Ergebnis wird beim Verjüngungsstadium erreicht, besonders die Nutzer-Genauigkeit ist hier mit nur 29 % nicht akzeptabel.

Klassen für Klassifikation	JS	WS	RS	VS	PS	∑Klassifikation
JS	36	9		20	17	82
WS		73	16	1	8	98
RS	3	27	81	9	18	138
VS	1	5	11	28	53	98
PS	1	4	3	4	38	50
∑ Referenz	41	118	111	62	134	466
<b>Fehlermatrix [%]</b>						
JS	7.7	1.9	0.0	4.3	3.6	17.6
WS	0.0	15.7	3.4	0.2	1.7	21.0
RS	0.6	5.8	17.4	1.9	3.9	29.6
VS	0.2	1.1	2.4	6.0	11.4	21.0
PS	0.2	0.9	0.6	0.9	8.2	10.7
∑ Referenz	8.8	25.3	23.8	13.3	28.8	100.0
<b>Genauigkeit [%]</b>						
Produzenten	87.8	61.9	73.0	45.2	28.4	
Nutzer	43.9	74.5	58.7	28.6	76.0	
Hellden	58.5	67.6	65.1	35.0	41.3	
Short	41.4	51.0	48.2	21.2	26.0	
Produkt	38.5	46.1	42.8	12.9	21.6	
<b>Gesamt [%]</b>						
Gesamtgenauigkeit						<b>54.94</b>

Tabelle 97: Klassifikationsgenauigkeit des Waldbegangs im Rahmen der Forsteinrichtung anhand einer Waldentwicklungsstadienansprache auf Inventurpunkten. Es wurden alle Inventurpunkte mit einer Lagegenauigkeit von besser als 5 m für die Evaluierung verwendet.

Verwechslungen treten vor allem mit dem Plenter- und in weit geringerem Umfang mit dem Reifungsstadium auf. Die während des Begangs kartierten Plenterstadien werden mit sehr guter Genauigkeit getroffen. Allerdings erreicht hier die Produzenten-Genauigkeit den geringsten Wert. Die meisten Verwechslungen gibt es wie zu erwarten mit dem Verjüngungsstadium. Aus allen Klassifikationsparametern kann der Schluss gezogen werden, dass die besten Ergebnisse für die Wachstumsstadien erreicht werden, gefolgt von Reifungs-, Jugend- und Plenterstadien. Die schlechteste Klassifizierungsgenauigkeit weist das Verjüngungsstadium auf.

#### 7.3.4.2.1.3 Variante 2

Durch die Pufferung der Inventurpunkte und die Selektion der Punkte, die anschließend nicht auf eine Bestandesgrenze fallen, konnte die Gesamtklassifizierungsgenauigkeit geringfügig auf 58 % gesteigert werden. Insgesamt gingen dabei 325 Inventurpunkte in die Auswertung ein. Während das Klassifizierungsergebnis im Gebiet E mit 54 % praktisch gleich blieb, verbesserte es sich in Gebiet C auf 61 %.

Auch für die einzelnen Stadien kam es noch zu kleineren Veränderungen, die sich aber im Bereich von unter 5 % bewegen. Nur bei den Wachstums- und Verjüngungsstadien waren die Veränderungen ausgeprägter. Während sich die Produzenten-Genauigkeit bei den Wachstumsstadien verschlechterte, verbesserte sie sich bei den Jugendstadien.

Klassen für Klassifikation	JS	WS	RS	VS	PS	∑Klassifikation
JS	30	3		12	10	55
WS	1	47	14	3	5	70
RS	3	20	65	7	9	104
VS		4	7	20	32	63
PS		3	1	2	27	33
∑ Referenz	34	77	87	44	83	325
<b>Fehlermatrix [%]</b>						
JS	9.2	0.9	0.0	3.7	3.1	16.9
WS	0.3	14.5	4.3	0.9	1.5	21.5
RS	0.9	6.2	20.0	2.2	2.8	32.0
VS	0.0	1.2	2.2	6.2	9.8	19.4
PS	0.0	0.9	0.3	0.6	8.3	10.2
∑ Referenz	10.5	23.7	26.8	13.5	25.5	100.0
<b>Genauigkeit [%]</b>						
Produzenten	88.2	61.0	74.7	45.5	32.5	
Nutzer	54.5	67.1	62.5	31.7	81.8	
Hellden	67.4	63.9	68.1	37.4	46.6	
Short	50.8	47.0	51.6	23.0	30.3	
Produkt	48.1	41.0	46.7	14.4	26.6	
<b>Gesamt [%]</b>						
Gesamtgenauigkeit						<b>58.15</b>

Tabelle 98: Klassifikationsgenauigkeit des Waldbegangs im Rahmen der Forsteinrichtung anhand einer Waldentwicklungsstadienansprache auf Inventurpunkten. Es wurden nur die Inventurpunkte für die Evaluierung verwendet, die nach einer Pufferung von 12 m noch eindeutig einem Waldbestand zugeordnet werden konnte.

#### 7.3.4.2.1.4 Variante 3

Dadurch, dass in die Überprüfung nur die als repräsentativ gewerteten Inventurpunkte aufgenommen wurden, verbesserte sich das Klassifikationsergebnis weiter und erreichte 64 %. Allerdings sank dadurch die Anzahl der für die Überprüfung verwendeten Inventurpunkte auf 213. Mit einer Gesamtklassifikationsgenauigkeit von 58 % im Testgebiet E ist auch hier das Ergebnis schlechter als in C, wo sie 69 % erreicht.

Das beste Ergebnis erreichen nun die Jugendstadien. Insbesondere die Produzentengenauigkeit erreicht hier den bestmöglichen Wert. Verwechslungen finden in nennenswertem Umfang nur mit dem Verjüngungsstadium statt. Auch die Reifungsstadien können relativ gut angesprochen werden, sowohl die Produzenten- als auch die Nutzergenauigkeit erreichen hier Werte von über 70 %. Verwechslungsmöglichkeiten bestehen vor allem mit dem Wachstums- und in geringerem Umfang mit dem Verjüngungsstadium. Die Klassifikationsgenauigkeit für die Wachstumsstadien ist nur geringfügig schlechter, Verwechslungsmöglichkeiten treten auch hier vor allem mit dem Reifungsstadium auf. Auch bei dieser Variante werden die schlechtesten Ergebnisse bei den Verjüngungs- und Plenterstadien erreicht. Während die Plenterstadien noch eine gute Nutzergenauigkeit aufweisen, ist das Klassifikationsergebnis bei den Verjüngungsstadien am schlechtesten. Das schlechte Klassifikationsergebnis ist vor allem durch die Verwechslungen zwischen diesen Stadien bedingt. Nur in geringem Umfang treten Verwechslungen zwischen Verjüngungs- und Reifungsstadien auf.

Klassen für Klassifikation	JS	WS	RS	VS	PS	∑Klassifikation
JS	20	2		7	1	30
WS		36	11		4	51
RS		13	47	5	2	67
VS		3	5	11	19	38
PS		1	1	2	23	27
∑ Referenz	20	55	64	25	49	213
<b>Fehlermatrix [%]</b>						
JS	9.2	0.9	0.0	3.7	3.1	16.9
WS	0.3	14.5	4.3	0.9	1.5	21.5
RS	0.9	6.2	20.0	2.2	2.8	32.0
VS	0.0	1.2	2.2	6.2	9.8	19.4
PS	0.0	0.9	0.3	0.6	8.3	10.2
∑ Referenz	10.5	23.7	26.8	13.5	25.5	100.0
<b>Genauigkeit [%]</b>						
Produzenten	100.0	65.5	73.4	44.0	46.9	
Nutzer	66.7	70.6	70.1	28.9	85.2	
Hellden	80.0	67.9	71.8	34.9	60.5	
Short	66.7	51.4	56.0	21.2	43.4	
Produkt	66.7	46.2	51.5	12.7	40.0	
<b>Gesamt [%]</b>						
Gesamtgenauigkeit						<b>64.32</b>

Tabelle 99: Klassifikationsgenauigkeit des Waldbegangs im Rahmen der Forsteinrichtung anhand einer Waldentwicklungsstadienansprache auf Inventurpunkten. Es wurden nur die Inventurpunkte für die Evaluierung verwendet, die nach einer Bufferung von 12 m noch eindeutig einem Waldbestand zugeordnet werden konnten und die als repräsentativ für ihre Umgebung eingewertet wurden.

### 7.3.4.2.2 Evaluierung der Waldentwicklungsstadienkartierung aus Laserscanningdaten

Klassen für Klassifikation	JS	WS	RS	VS	∑Klassifikation
JS	2	0	1	0	3
WS		20	4	6	30
RS		3	39	11	53
VS		4	11	33	48
∑ Referenz	2	27	55	50	134
<b>Fehlermatrix [%]</b>					
JS	1.5	0.0	0.7	0.0	2.2
WS	0.0	14.9	3.0	4.5	22.4
RS	0.0	2.2	29.1	8.2	39.6
VS	0.0	3.0	8.2	24.6	35.8
∑ Referenz	1.5	20.1	41.0	37.3	100.0
<b>Genauigkeit [%]</b>					
Produzenten	100.0	74.1	70.9	66.0	
Nutzer	66.7	66.7	73.6	68.8	
Hellden	80.0	70.2	72.2	67.3	
Short	66.7	54.1	56.5	50.8	
Produkt	66.7	49.4	52.2	45.4	
<b>Gesamt [%]</b>					
Gesamtgenauigkeit					<b>70.15</b>

Tabelle 100: Klassifikationsgenauigkeit der Waldentwicklungsstadienkartierung aus Laserscanningdaten auf Basis der Inventurpunkte in Testgebiet E. Es wurden nur Inventurpunkte verwendet, die bei denen das Waldentwicklungsstadium als repräsentativ für ihre Umgebung eingewertet wurde.



Für die Kartierung der Waldentwicklungsstadien aus Laserscanningdaten konnte eine Klassifikationsgenauigkeit von 70,2 % erreicht werden. In die Überprüfung wurden 134 Inventurpunkte einbezogen. Die Beste Produzentengenauigkeit wurde für das Jugendstadium erreicht, allerdings standen hier nur 3 Inventurpunkte für die Überprüfung zur Verfügung. Auch beim Wachstumsstadium konnte mit 74 % eine gute Produzentengenauigkeit erzielt werden. Etwas schlechter waren die Ergebnisse für Reifungs- und Verjüngungsstadium. Bei der Nutzergenauigkeit wurden die besten Ergebnisse für das Reifungsstadium erreicht. Bei allen anderen Stadien zeigen sich keine großen Unterschiede in der Nutzergenauigkeit.

### 7.3.4.3 Diskussion

Insgesamt ist die Klassifizierungsgenauigkeit der im Gelände angesprochenen Waldentwicklungsstadien mit einem Wert von 64 % nicht besonders gut. Zwischen den Stadien treten eine ganze Reihe von Verwechslungen auf, die insbesondere darauf zurückzuführen sind, dass die Übergänge zwischen den einzelnen Stadien in der Natur oft nicht diskret sondern fließenden sind.

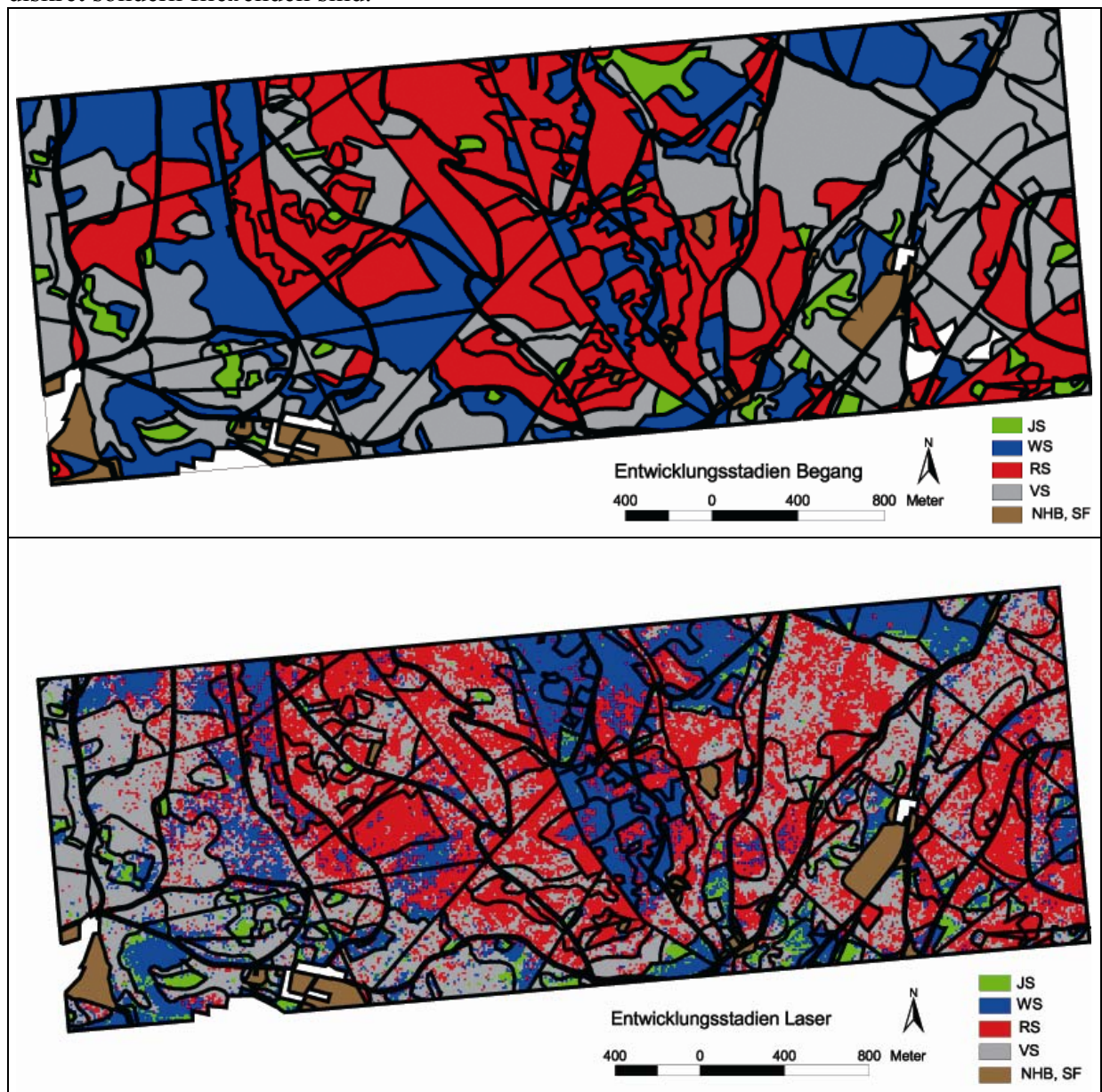


Abbildung 129: Vergleich der terrestrischen Kartierung der Waldentwicklungsstadien (oben) mit der Kartierung aus den Laserscanningdaten (unten).

Auf den Jugendstadien kommt es oft zu einer Verwechslung mit Verjüngungs- und auch Plenterstadien. Das scheint auf den ersten Blick ungewöhnlich, erklärt sich aber aus der Entstehung der Jugendstadien. Durch den Borkenkäferbefall werden nur die Altfichten zum Absterben gebracht. Jüngere Fichten und alle anderen Mischbaumarten bleiben jedoch erhalten. Dadurch kann ein mehr oder weniger geschlossener, in der Höhe differenzierter Schirm über der Fläche erhalten bleiben. Bei der Kartierung stellt sich dann die Frage, ob die Fläche als Jugendstadium ausgeschieden und die verbliebenen ehemals unter- und zwischenständigen Bäume als Überhälter in die Karte einpunktiert werden oder ob sie bereits einen geschlossenen Altbestand bilden, der je nach Struktur als Verjüngungs- oder Plenterstadium kartiert wird.

Häufig ist auch die Verwechslung zwischen Reifungs- und Wachstumsstadien. Die Definition für die Ausscheidung des Reifungsstadiums, nämlich abklingender Vorratsaufbau, ist im Gelände sehr schwierig festzustellen. Deshalb wurde für die Kartierung eine Altersgrenze festgelegt, die aufgrund vorliegender Altersbohrungen nur auf den Inventurpunkten exakt eingehalten werden kann. Bei der Kartierung im Rahmen des Begangs wurde hierfür das Bestandesalter aus der letzten Kartierung fortgeschrieben. Eine weitere Fehlerquelle liegt überdies darin begründet, dass die Bestände meist nicht zu einem bestimmten Zeitpunkt verjüngt wurden, sondern vor allem aus langfristigen Schirm- oder Femelschlagverfahren entstanden sind, so dass das Alter innerhalb eines Bestandes durchaus in einem gewissen Rahmen schwanken kann.

Auch zwischen Reifungs- und Verjüngungsstadien kommt es zu Verwechslungen in beide Richtungen. Dies ist zum einen dadurch bedingt, dass innerhalb von Reifungsstadien auch Verjüngungsbereiche auftreten können. Fällt ein Inventurpunkt in einen solchen Bereich, würde er als Verjüngungsstadium angesprochen werden. Zum anderen gibt es natürlich auch in Verjüngungsstadien nicht verjüngte Bereiche. Ein dort liegender Inventurpunkt würde als Reifungsstadium angesprochen werden.

Besondere Probleme gab es bei der Abgrenzung zwischen Verjüngungs- und Plenterstadien. Während für das Verjüngungsstadium ausreichend entwicklungsfähige Verjüngung über 20 cm gefordert wird, ist die Voraussetzung für die Ausscheidung eines Plenterstadiums ein mindestens dreischichtiger Bestandaufbau. Ein Grund für das schlechte Klassifikationsergebnis dieser Stadien scheint vor allem die unterschiedliche Kartierung des Plenterstadiums. Während beim Begang eher Bestände mit echtem Plentergefüge als Plenterstadium ausgeschieden wurden, wurde die Ansprache auf den Inventurpunkten strikt nach Kartieranleitung umgesetzt. Punkte, auf denen sowohl Vorausverjüngung als auch unter- und zwischenständige Bäume festgestellt werden konnten, wurden dem Plenterstadium zugeordnet. Diese unterschiedliche Auffassung über die Kartierung des Plenterstadiums trägt ganz entscheidend zu dem schlechten Klassifikationsergebnis bei. Werden beide Klassen zusammengefasst, steigt die Klassifikationsgenauigkeit für Variante 1 auf 67 %, für Variante 2 auf 69 % und für Variante 3 sogar auf 74 %. Die Produzenten- und Nutzergenauigkeit erreichen dann mit 74 % bzw. 85 % Werte, die in der gleichen Größenordnung wie bei den anderen Stadien liegen. Auch die unterschiedliche Gesamtgenauigkeit zwischen den beiden Testgebieten tritt nach dem Zusammenfassen der Entwicklungsstadien nicht mehr auf. Daraus kann geschlussfolgert werden, dass dieser Unterschied auf einen höheren Anteil von Plenter- und Verjüngungsstadien im Testgebiet E zurückgeführt werden kann. Damit zeigen Ergebnisse dieser Untersuchung eindeutig die Schwächen des bestehenden Verfahrens auf.

Worin sind die Ursachen dafür zu suchen? Hier muss man zunächst auf die beiden Arten der Kartierung eingehen. Zum einen erfolgte im Rahmen des Waldbegangs eine flächige

Ansprache der Waldentwicklungsstadien, zum anderen war deren Ansprache auf den Inventurpunkten nur punktuell. Beide Verfahren haben jeweils Vor- und Nachteile.

Bei der Kartierung im Rahmen des Begangs werden relativ großflächige Einheiten ausgeschieden. Die Schwelle für die Ausscheidung eines Bestandes lag bei der Waldinventur 1991 bei 0,1 ha. Aufgrund von notwendigen Kosteneinsparungen wurde sie 2002 auf 0,5 ha angehoben. Dies hat zur Folge, dass bei der Kartierung kleinere Struktureinheiten nicht mehr berücksichtigt werden können und größeren Einheiten zugeordnet werden. Liegt beispielsweise ein Verjüngungskern von 70 x 70 m in einem Bestand ohne Verjüngung, so wird der Bestand als Reifungsstadium angesprochen. Durch diese Generalisierung ist es zum einen schwierig, einen reproduzierbaren Grenzverlauf zu finden, zum anderen wird es durch die großflächige Abgrenzung auch schwieriger, sich für ein bestimmtes Stadium zu entscheiden. So hängt es stark von subjektiven Faktoren ab, ob ein Bestand, der einige Verjüngungsgruppen aufweist, in ein Reifungs- und ein Verjüngungsstadium aufgeteilt wird oder ob ein Reifungsstadium ausgeschieden wird, in das die Verjüngungsgruppen nur einpunktiert werden. Aufgrund der relativ hohen Erfassungsschwelle werden die Bestände auf jeden Fall zu sehr großflächigen, teils inhomogenen Beständen zusammengefasst. Ist die Erfassungsschwelle sehr niedrig, steigt wiederum der Erfassungsaufwand stark an.

Bei der Erfassung der Waldentwicklungsstadien auf Inventurpunkten ist die Erfassungsfläche sehr klein. Deshalb ist in den meisten Fällen eine genaue Ansprache möglich. Es kommt aber vor, dass der Inventurpunkt nicht repräsentativ für die Umgebung ist und damit nicht als Referenz für die Überprüfung der Bestandeskartierung taugt. Hier kann es z. B. sein, dass der Inventurpunkt in eine kleine Verjüngungsgruppe fällt, die von einem Bestand im Reifungsstadium umgeben ist. Auf das Beispiel mit den Jugendstadien bezogen, kann es sein, dass der Inventurpunkt in einem dichter überschirmtem Bereich liegt, so dass er als Verjüngungsstadium angesprochen wird, obwohl die Umgebung ein eindeutiges Jugendstadium ist. Je struktureicher die Bestände, desto größer wird dieses Problem. So wurden im Testgebiet C in der Naturzone des Nationalparks nur 55 % der Inventurpunkte als repräsentativ für die Umgebung gewertet, in der Entwicklungszone des Testgebiets E waren es im Vergleich dazu mit 78 % wesentlich mehr. Ein anderes Problem, das bei den kleinen Testflächen auftritt, ist, dass das Entwicklungsstadium teilweise nicht eindeutig angesprochen werden kann, wenn sich beispielsweise der Inventurpunkt genau im Grenzbereich zwischen zwei Stadien befindet. Auch dieses Problem tritt in der Naturzone häufiger (22 % der Punkte) auf als in der Entwicklungszone (13 %). Die teilweise nicht ausreichende Lagegenauigkeit kann ebenfalls dazu führen, dass die Inventurpunkte bei der Verschneidung nicht den entsprechenden Bestandespolygonen zugeordnet werden konnten (siehe Abschnitt 4.3.5.2).

Die größte Schwierigkeit bei der Kartierung der Waldentwicklungsstadien sowohl auf Bestandes- als auch auf Inventurpunktebene, liegt jedoch in den sehr allgemein gehaltenen Definitionen der Stadien, so dass dem Kartierer vor Ort ein sehr großer Interpretationsspielraum bleibt. Insbesondere bei gemischten, strukturierten Beständen fällt die Abgrenzung der Stadien nicht leicht bzw. kann aufgrund der wenig konkreten Vorgaben durchaus, je nach Kartierer, unterschiedlich ausfallen. Ab wann ein Bestand mit einzelnen Verjüngungsgruppen nun schon ein Verjüngungsstadium oder noch ein Reifestadium ist, ist nicht definiert. Während bei einfachem Waldaufbau die Ansprache der Waldentwicklungsstadien noch gut nachvollziehbar ist, steigt mit zunehmender Strukturierung auch die Anzahl der nicht eindeutig abzugrenzenden Bestände. Auch durch die Erfassungsschwelle von 0,5 ha Größe fallen viele kleinflächige Strukturen einfach weg. Folge ist, dass sich die Ergebnisse aus der Kartierung nur sehr eingeschränkt reproduzieren lassen. Deshalb ist bei einer Kartierung die Koordination der einzelnen Kartierer auf ein einheitliches

Interpretationsschema von sehr großer Bedeutung, um ein über die Fläche homogenes Ergebnis zu erreichen. Allerdings bleibt das Problem der Vergleichbarkeit von aufeinanderfolgenden Kartierungen bestehen, da die Praxis lehrt, dass das jeweilige Interpretationsschema nicht ausreichend dokumentiert wird. Unterschiedliche Kartierteams interpretieren die Entwicklungsstadien durchaus anders. Beispielsweise wurden bei der Waldinventur 1991 im Nationalparkgebiet Plenterstadien nur dann ausgeschieden, wenn sie ein echtes Plentergefüge aufwiesen, bei der Inventur 2002 reichte ein dreischichtiger Bestandaufbau aus, wurde aber wie oben beschrieben so nicht von allen Kartierern umgesetzt. Ergebnis war eine Zunahme der Plenterbestände, die alleine auf die unterschiedliche Interpretation der Waldentwicklungsstadien zurückgeführt werden kann. Damit besteht bei der Evaluierung einer Waldentwicklungsstadienkartierung das grundsätzliche Problem, dass die bestehende Anleitung zur Kartierung nicht ausreichend ist. Ziel sollte es deshalb sein, dass für die Ausscheidung der Stadien objektiv nachvollziehbare Kriterien verwendet werden, erst dann ist es möglich, reproduzierbare Kartierungen durchzuführen.

Aus der Kartierung mit den Laserscanningdaten konnte mit 70,2 % eine bessere Klassifizierungsgenauigkeit erzielt werden als aus der terrestrischen Kartierung. Allerdings ist zu beachten, dass bei der Evaluierung der terrestrischen Kartierung fünf Klassen unterschieden wurden und nicht nur vier, wie bei der Kartierung aus den Laserscanningdaten. Fasst man hier ebenfalls die Verjüngungs- und Plenterstadien zusammen liegt die Klassifikationsgenauigkeit je nach Variante im Bereich zwischen 67 und 74 %.

Dabei funktioniert das direkte Erkennen von Verjüngung aus Laserscanningdaten noch nicht optimal. So kann Verjüngung von unter einem Meter Höhe in bewegtem Gelände nicht eindeutig erkannt werden. Auch sehr spärliche Verjüngung kann nicht direkt erkannt werden. Eine Trennung von Verjüngung und sonstiger Vegetation ist ebenfalls nicht möglich. Die geringe Durchdringungsrate in Laubholzbeständen führt zusätzlich dazu, dass auf größeren Flächen keine direkte Bestimmung der Verjüngung möglich ist (s. Abschnitt 7.3.2.4). Allerdings konnten durch Verwenden der Standardabweichung die strukturreichen Plenter- und Verjüngungsstadien ebenfalls gut kartiert werden.

Eine Verbesserung der Ergebnisse könnte durch Einsatz der in Abschnitt 7.2 vorgestellten Methoden erreicht werden. Statt die Verjüngung direkt zu bestimmen, sollte versucht werden, ihre Dichte mit Hilfe von Lasermetriken und Regressionsgleichungen zu schätzen. Auch der Einsatz der Diskriminanzanalyse zur Trennung der Entwicklungsstadien auf Basis verschiedener Lasermetriken erscheint vielversprechend. Aufgrund des unterschiedlichen Reflexionsverhaltens von Laub- und Nadelbäumen sollten bei einer Weiterentwicklung der Methodik zwischen diesen Straten unterschieden werden.

Damit erreicht die Kartierung aus den Laserscanningdaten in etwa die gleiche Genauigkeit, wie der terrestrische Begang. Der große Vorteil der Analyse der Laserscanningdaten gegenüber herkömmlichen Verfahren liegt jedoch darin, dass mathematisch-statistische Beziehungen aufgestellt werden können, die sich, gleiche Systemparameter vorausgesetzt, auch bei Wiederholungsinventuren reproduzieren lassen. Im Hinblick auf eine Unterstützung der Forsteinrichtung durch die Fernerkundung sollte bei der Entwicklung eines neuen Kartierschlüssels auf die Kompatibilität mit Fernerkundungsmethoden geachtet werden.

## 7.4 Regionalisierung der Ergebnisse

### 7.4.1 Einleitung

Nachdem die funktionalen Zusammenhänge zwischen Laserdaten und forstlichen Bestandeskennwerten sowie den Waldentwicklungsstadien auf Probeflächen etabliert sind, sollten diese Zusammenhänge auch auf die Fläche übertragen, also regionalisiert werden. Ursprünglich sollte dieses Ziel mit Hilfe der im Projekt verwendeten GIS-Software „ARC GIS“ umgesetzt werden. Aufgrund der ineffizienten Datenhaltung, verbunden mit den großen Datenmengen, die im Rahmen der Laserscannerbefliegung gesammelt wurden, zeigte sich bereits nach ersten Versuchen, dass diese Software allenfalls für sehr kleine Flächen auf Bestandesebene eingesetzt werden kann. Deshalb musste ein System entwickelt werden, das es erlaubt, die Laserdaten auch für große Flächen, wie beispielsweise den gesamten Nationalpark, effizient auswerten zu können. Dafür wurde in Zusammenarbeit mit der Fachhochschule München ein Softwaresystem entwickelt, dessen Komponenten sowohl aus Standardsoftware als auch aus neu entwickelten Programmen bestehen. Abbildung 130 zeigt die Struktur des Systems und das Zusammenspiel seiner Komponenten.

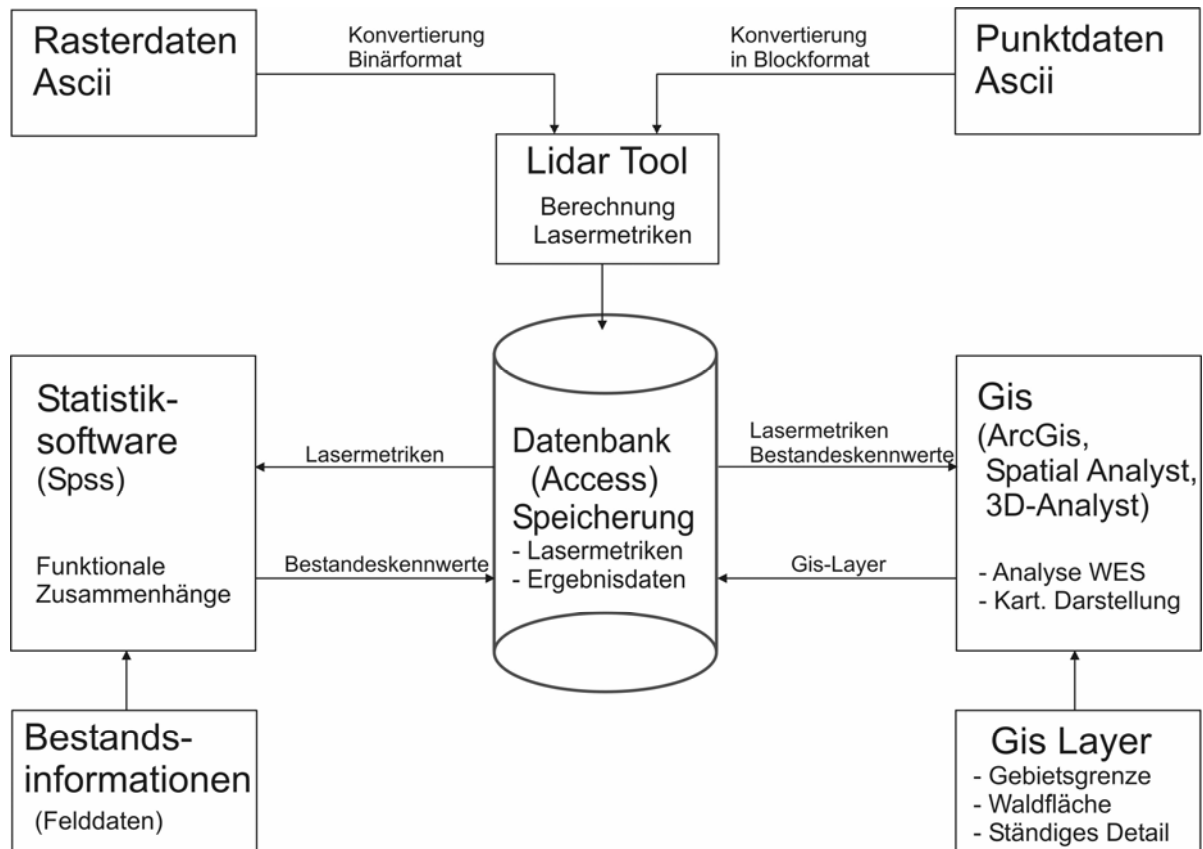


Abbildung 130: Schema für den Verfahrensablauf bei der Regionalisierung von Bestandeskennwerten und Waldentwicklungsstadien.

Zentraler Baustein ist ein Datenbanksystem, das als Datendrehscheibe zwischen den einzelnen Softwarekomponenten dient. Hier werden sowohl die Lasermetriken (= statistische Parameter) als auch die Ergebnisse der Berechnungen der Bestandeskennwerte und Waldentwicklungsstadien gespeichert.

Ausgangspunkt sind zunächst die Laserrohdaten, die als Punktinformationen (X, Y, Z) vorliegen und das aus diesen Daten abgeleitete Bodenmodell (Punktraster). Im ersten Schritt werden die im ASCII-Format vorliegenden Datensätze in binäre Datenformate umgewandelt. Diese können danach von der Software "Lidar Tool" gelesen und daraus statistische Parameter berechnet werden. Diese werden anschließend an die Datenbank übergeben. Mit Hilfe einer Statistiksoftware kann über die ODBC-Schnittstelle (Open Database Conectivity) auf diese Daten zugegriffen und auf Basis der etablierten funktionalen Zusammenhänge forstliche Bestandeskennwerte berechnet werden, die dann wiederum in der Datenbank abgelegt werden. Mit Hilfe des GeoInformationssystems können die Bestandeskennwerte anschließend kartographisch dargestellt werden. Dazu wird mit dem GIS ebenfalls über die ODBC-Schnittstelle auf die Datenbank zugegriffen. Darüber hinaus werden auch die Datenlayer aus dem GIS der Nationalparkverwaltung wie die Gebietsgrenze, die Waldfläche und das ständige Detail für die Darstellung der Ergebnisse verwendet. Die Waldentwicklungsstadien werden ebenfalls im GIS berechnet und dargestellt. Eine detailliertere Beschreibung der einzelnen Komponenten und ihrer Funktion erfolgt in den nächsten Abschnitten.

### 7.4.2 Datenorganisation

Für die Testgebiete liegen die Rohdaten der Laserbefliegung flugstreifenweise getrennt nach Last- und First-Pulse im ASCII-Format vor. Für die dem Projekt vorliegenden Laserscanningdaten ergibt sich daraus je Quadratkilometer eine Datenmenge von 15 bis 20 Mio. Messwerten, die in zeilenweiser Anordnung, also unstrukturiert, vorliegen. Diese Datenorganisation erschwert die weitere Auswertung bzw. macht sie für große Flächen sogar unmöglich. Grund dafür ist die begrenzte Größe des Arbeitsspeichers und der hohe Zeitaufwand für den Zugriff auf die jeweiligen Datensätze. Eine wesentliche Voraussetzung für die weitere Datenprozessierung war deshalb zunächst die Entwicklung einer Datenorganisation und -verwaltung, die einen effektiven Zugriff erlaubt.

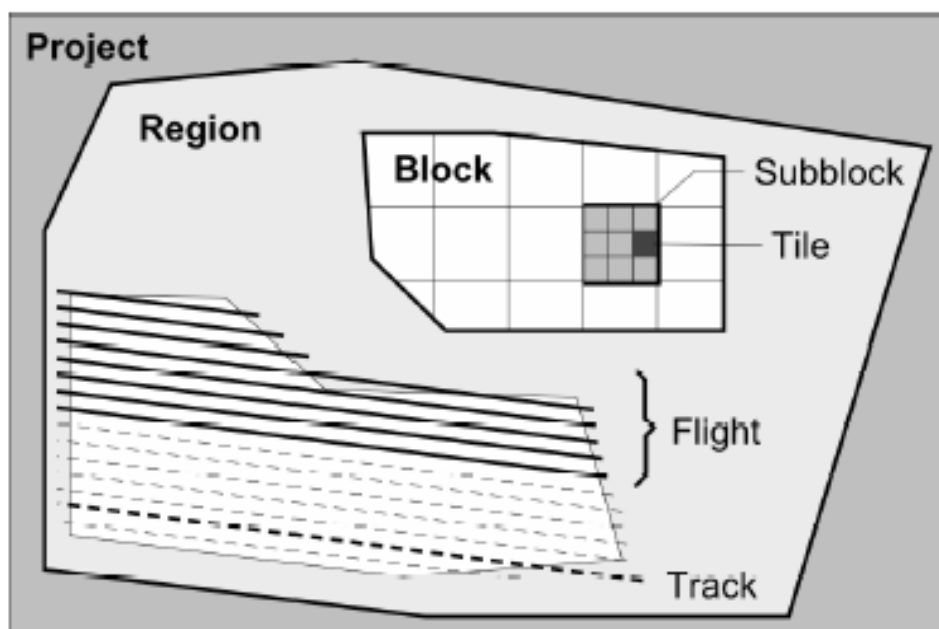


Abbildung 131: Organisation der Laserrohdaten in Blöcke, Subblöcke und Kacheln, um einen effektiven Datenzugriff zu ermöglichen (aus HUG et al. 2004).

Um dieses Problem zu beheben, werden die Daten in sogenannten Blöcken, Subblöcken und Kacheln organisiert (Abbildung 131). Der Block stellt das gesamte Gebiet dar, welches von

den Flugstreifen abgedeckt wird und entspricht in diesem Projekt den Testgebieten. Die Blöcke sind wiederum in quadratische Subblöcke unterteilt, um handhabbare Dateigrößen zu erreichen. Sie stellen gleichzeitig die Speichereinheiten dar. Um einen schnellen raumbezogenen Zugriff zu ermöglichen, sind die Subblöcke wiederum in Kacheln unterteilt.

In den Subblockdateien können sowohl die Basis-Laserscanner-Daten wie die Koordinaten als auch Attributinformationen (Intensität, Zeitpunkt, Flugstreifen) mit Hilfe einer Metadatenstruktur in verschiedenen Ebenen gehalten werden. Die Abfolge der einzelnen Daten ist für alle Ebenen identisch. Über eine Indizierung kann auf alle Punktinformationen schnell und direkt zugegriffen werden (HUG et al. 2004).

Auf Basis dieser Datenstruktur ist ein effektiver Einsatz der Analysesoftware „Lidar tool“ möglich. Manipulationen zur Aufbereitung der Daten fallen nach der automatischen Generierung der Blockfiles nicht mehr an.

### **7.4.3 Die Auswertesoftware „Lidar Tool“**

Mit dem „Lidar Tool“ wurde ein flexibles Werkzeug zur Auswertung der Laserrohdaten entwickelt. Das mit Visual Basic umgesetzte Programm kann mit Hilfe von Dynamik Link Libraries (DLL) auf die in binären Blockdateien organisierten Daten zugreifen. Auf dieser Basis können die verschiedensten Lasermetriken berechnet werden. Die Softwareentwicklung erfolgte in Zusammenarbeit mit der Fachhochschule München. Die Programmierarbeiten wurden von Martin Friedl und Prof. Dr. Krzystek durchgeführt.

#### **7.4.3.1 Aufbereitung der Daten**

Zunächst müssen die im ASCII-Format vorliegenden Rohdatensätze und das DTM in binäre Datenformate umgewandelt werden:

##### **Erzeugung eines DTM im Gridformat**

Um auch große Bodenmodelle handhaben zu können, wird das im ASCII-Format vorliegende DTM in ein Binär-Format umgewandelt. Dieser Schritt erfolgt mit Hilfe einer Batch-Datei und dem Programm „xyz2grid.exe“.

##### **Erzeugung der binären Blockdateien**

Das Erzeugen der binären Blockdateien kann mit der Software „Lidar Tool“ vorgenommen werden. Dazu sind die folgenden Einstellungen nötig (s. Abbildung 132):

Unter Block-Koordinaten wird das umschreibende Rechteck des zu bearbeitenden Blocks eingegeben. Zur leichteren Handhabung sollten die Koordinaten zumindest auf 100 m, besser jedoch auf 1000 m gerundet sein. Anschließend muss die Größe der Subblöcke und die Kachelgröße vorgegeben werden. Dabei ist zu beachten, dass die Kachelgröße ein ganzzahliges Vielfaches der Subblockgröße ist. Für die Subblöcke hat sich im Projekt eine Größe von 1000 x 1000 m bewährt. Darüber hinaus ist zu beachten, dass auch die Kachelgröße ein ganzzahliges Vielfaches der Rasterzellen für die spätere Auswertung sein muss. Dies hat zur Folge, dass sowohl die Subblöcke als auch die Kacheln quadratisch aufgebaut sein müssen. Im nächsten Schritt werden die umzuwandelnden Datensätze ausgewählt. Um diese lesen zu können, ist es notwendig, zuvor das Format auszuwählen, in dem die Punktdaten vorliegen. Da die Erzeugung der Blockdatei je nach Größe des Blocks und der Datendichte längere Zeit in Anspruch nehmen kann, besteht die Möglichkeit zu wählen, ob die binären Blockdateien sofort oder erst später erzeugt werden sollen.



Abbildung 132: Benutzeroberfläche zur Erzeugung einer Batchdatei für die Generierung binärer Blockdateien

Die Datenaufbereitung wurde mit dem Winter-DTM sowie mit allen vorliegenden Rohdatensätzen durchgeführt, so dass alle möglichen Kombinationen der Datensätze für jedes Testgebiet zur Verfügung stehen. Damit ist es möglich, die Eignung der verschiedenen Befliegungszeitpunkte für die jeweilige Fragestellung zu untersuchen:

W_DTM	(Winter DTM)
S_fp	(Rohdaten Sommer First-Pulse)
S_lp	(Rohdaten Sommer Last-Pulse)
S_flp	(Rohdaten Sommer First- und Last-Pulse)
W_lp	(Rohdaten Winter Last-Pulse)
Ges	(Rohdaten Sommer First- und Last-Pulse sowie Winter Last-Pulse)

#### 7.4.3.2 Einlesen der Daten

Zur Berechnung der Daten müssen eine DTM-Datei im binären Grid-Format (\*.grd) und mindestens eine Blocklistendatei (\*.bls) unabhängig voneinander eingelesen werden. Es ist aber auch möglich, gleichzeitig mehrere Blocklistendateien aus einem Untersuchungsgebiet einzulesen. Beispielsweise können so gleichzeitig die Analysen getrennt nach First Pulse Sommer, Last Pulse Sommer, First- und Last-Pulse Sommer und Last-Pulse Winter in einem Rechengang durchgeführt werden.

Das Untersuchungsgebiet, für welches die Berechnungen durchgeführt werden sollen, kann als Rechteck durch Angabe der umschreibenden Koordinaten ausgewählt werden. Alternativ ist es auch möglich, das gesamte Gebiet, für das ein DTM vorliegt, zu prozessieren.



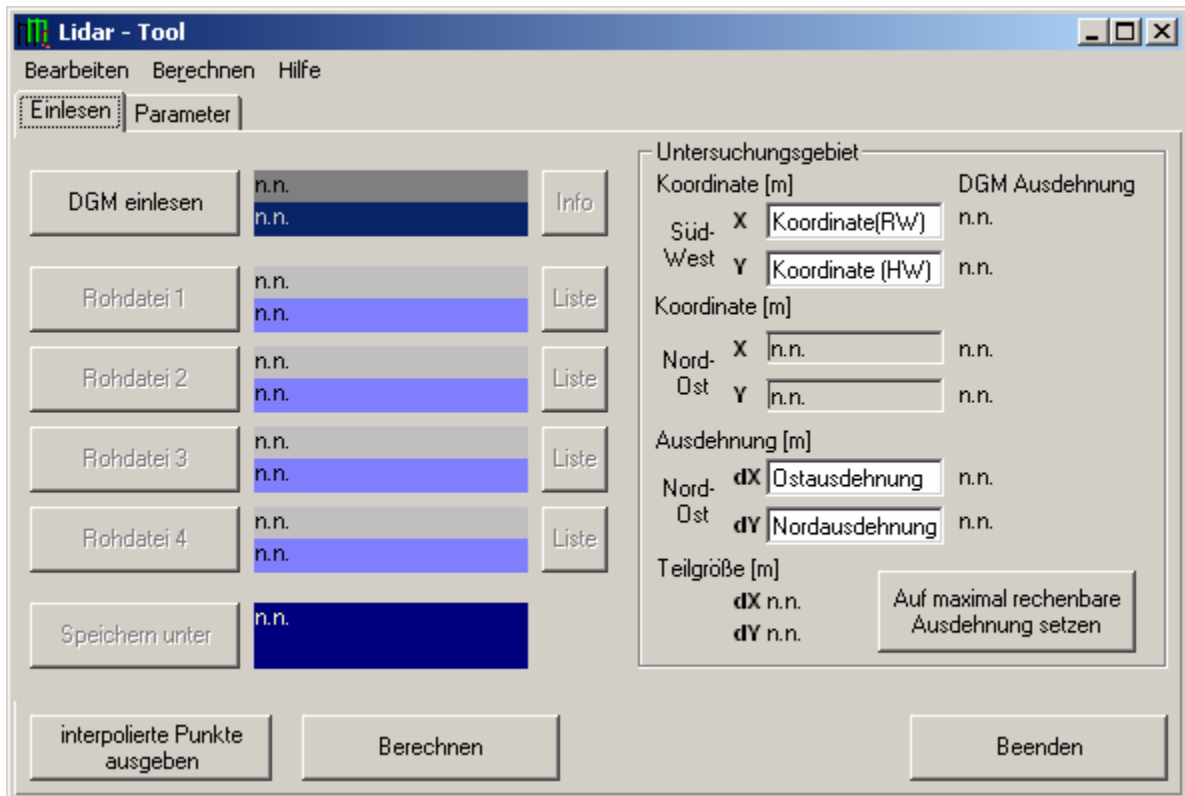


Abbildung 133: Benutzeroberfläche zum Einlesen der Daten.

### 7.4.3.3 Berechnungen

Grundlage für alle Berechnungen bildet die bilineare Interpolation. Durch dieses Verfahren werden aus den absoluten Höhenwerten der Lasermesswerte und dem DTM relative Höhen erzeugt (s. Abbildung 20: Prinzip der bilinearen Interpolation). Anschließend können die interpolierten Höhenwerte ausgegeben oder mit dem „Lidar Tool“ weiterverarbeitet werden.

Basis für die Auswertungen mit dem „Lidar Tool“ ist eine Aufteilung des Untersuchungsgebietes in gleich große Quadrate (= Rasterzellen). Anschließend werden die Messwerte aufgrund ihrer Lage jeweils einer Rasterzelle zugeordnet. Dadurch wird es möglich, für jede Zelle verschiedene statistische Parameter (Lasermetriken) zu berechnen. Mit Hilfe des „Lidar Tools“ kann die Größe der Rasterzelle frei gewählt werden. Dabei ist auch zu beachten, dass die Kachelgröße ein ganzzahliges Vielfaches der Rasterzellengröße ist.

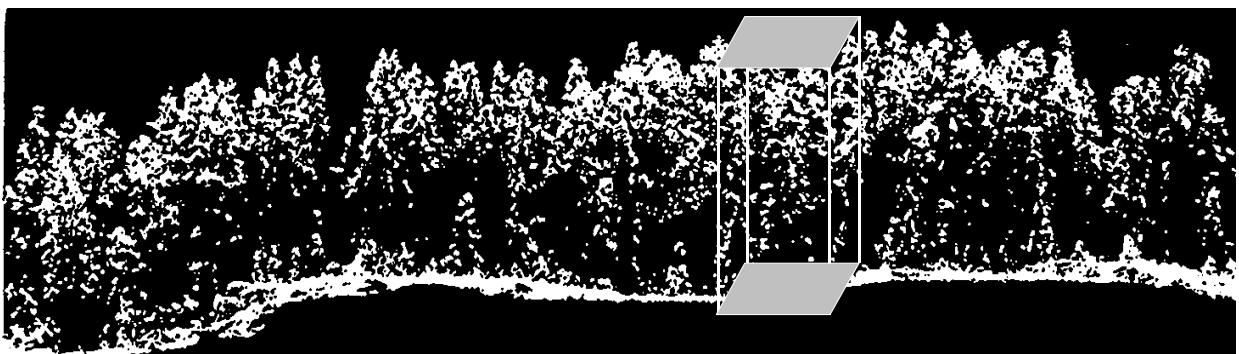


Abbildung 134: Prinzip der Aufteilung der Laserdaten in Rasterzellen (verändert nach Hyypä et al. 1999)

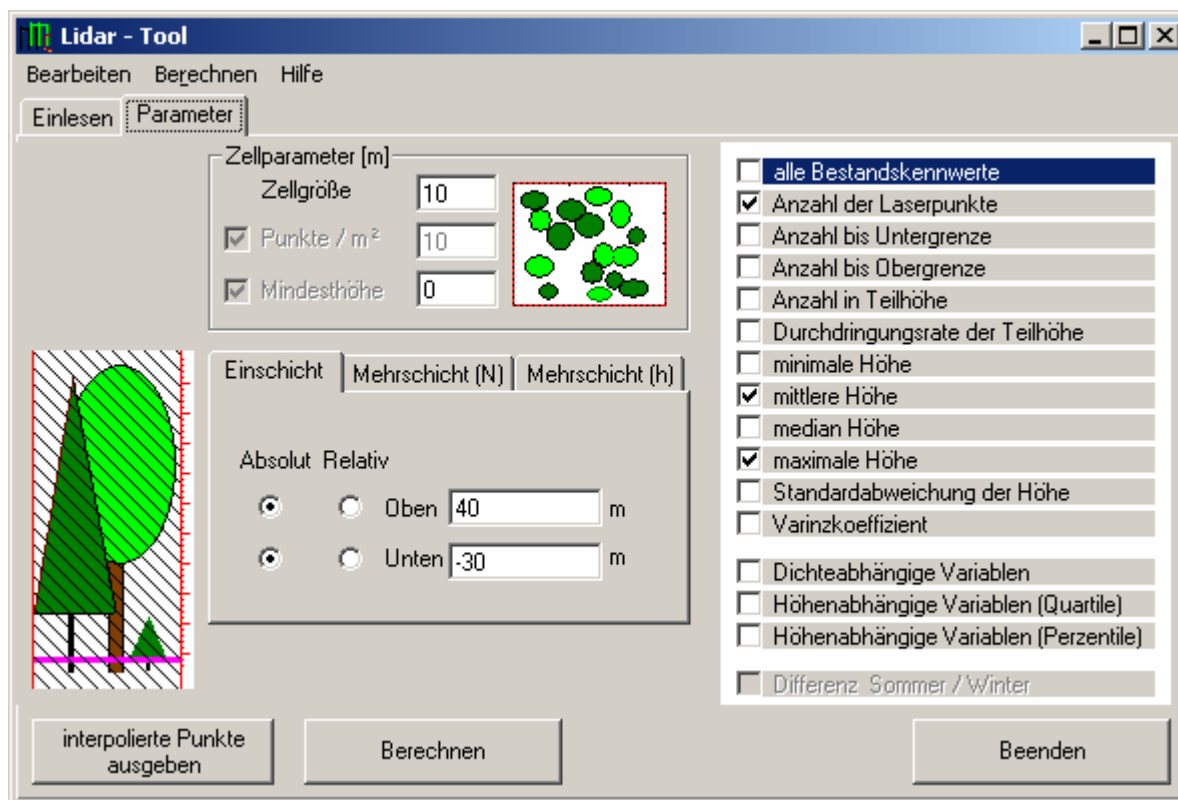


Abbildung 135: Benutzeroberfläche zur Auswahl von Rasterzellengröße, Höhenbereich und Lasermetriken.

Da sich Bodenpunkte störend auf die Ergebnisse auswirken können, wurde eine Möglichkeit geschaffen, diese aus den Analysen auszuschließen. Durch die Eingabe einer Mindesthöhe werden alle Lasermesswerte unter dieser Schranke bei den Berechnungen nicht berücksichtigt.

Anschließend können die Berechnungen für die jeweiligen Rasterzellen durchgeführt werden. Dazu stehen die folgenden statistischen Auswertungen zur Verfügung:

- Anzahl der Lasermesswerte
- Höhe des niedrigsten Lasermesswertes
- Höhe des höchsten Lasermesswertes
- Mittlere Höhe der Lasermesswertes
- Median der Höhen
- Standardabweichung der Höhen
- Variationskoeffizient
- Dichteabhängige Variablen (die Durchdringung bei 10 %, 20 % etc. der Maximalhöhe)
- Höhenabhängige Variablen (Quartile = Höhenwert des 25 %sten Punktes, 50 %sten Punktes, 75 %sten Punktes)
- Höhenabhängige Variablen (Perzentile = Höhenwert des 10 %sten Punktes, 20 %sten Punktes, ..., 90 %sten Punktes)

Dabei können die dichte- und höhenabhängigen Variablen nur für die gesamte Rasterzelle berechnet werden. Erfolgt eine Aufteilung der Rasterzellen in bestimmte Höhenschichten oder in mehrere Höhenschichten, wie sie im Folgenden beschrieben wird, ist eine Berechnung dieser Variablen nicht sinnvoll und auch nicht möglich.

- Differenzberechnungen

Darüber hinaus besteht die Möglichkeit, die Differenzen zwischen zwei Datensätzen zu berechnen. Diese Funktion kann für Fragen des „change detection“ (Aufspüren von Veränderungen) eingesetzt werden. Verwendet man einen Sommer- und einen Winterdatensatz, so kann durch die Differenzbildung auf den Laub- bzw. Nadelbaumanteil in der Rasterzelle geschlossen werden.

Mit dem „Lidar Tool“ ist es aber auch möglich, nur bestimmte Höhenbereiche innerhalb der Rasterzellen zu untersuchen. Dafür kann der betreffende Höhenbereich sowohl absolut als auch relativ festgelegt werden. Soll beispielsweise ein mögliches Vorkommen von Verjüngung untersucht werden, ist es möglich, durch die Eingabe der absoluten Höhenwerte 1 m (unten) und 5 m (oben) die Berechnungen der statistischen Kennwerte auf den Bereich zwischen diesen Werten zu beschränken.

Als zweite Möglichkeit kann auch ein relativer Höhenbereich in Bezug auf den maximalen Höhenwert innerhalb einer Zelle ausgewählt werden. Um beispielsweise die Oberschicht näher zu analysieren, können die relativen Höhenwerte 66 % (unten) und 100 % (oben) ausgewählt werden. Bei einer Maximalhöhe von 40 m wird somit der Höhenbereich zwischen 26,4 m und 40 m analysiert. Beträgt die Baumhöhe nur 30 m, liegt der Höhenbereich zwischen 19,80 m und 30 m.

Darüber hinaus ist auch eine beliebige Kombination der Eingabe von absoluten und relativen Werten möglich. Für den ausgewählten Höhenbereich sind zusätzlich die folgenden Auswertungen sinnvoll:

- Anzahl der Lasermesswerte in der Teilhöhe
- Anzahl der Lasermesswerte bis zum oberen Höhenwert
- Anzahl der Lasermesswerte bis zum unteren Höhenwert
- Durchdringungsrate

Als Drittes besteht noch die Möglichkeit, Methoden zur automatischen Generierung von mehreren Höhengschichten zu verwenden. Dazu stehen zwei Alternativen zur Auswahl:

1. Aufteilung nach einer je Schicht gleichen Anzahl von Punkten.
2. Aufteilung in Abhängigkeit von der in der jeweiligen Rasterzelle bestimmten Maximalhöhe. Dabei kann zwischen einer Aufteilung in drei oder zehn Schichten gewählt werden. Diese Möglichkeit soll an zwei Beispielen verdeutlicht werden:

Aufteilung in Abhängigkeit von der Maximalhöhe:

Beispiel:  $H_{\max} = 30$  m

$h_{\text{Perz\_10}} = 3\text{m}$ ,  $h_{\text{Perz\_20}} = 6\text{m}$ ,  $h_{\text{Perz\_30}} = 9\text{m}$ , ...,  $h_{\text{Perz\_80}} = 24\text{m}$ ,  $h_{\text{Perz\_90}} = 25,5\text{m}$ ,  
 $h_{\text{Perz\_95}} = 27\text{m}$ ,  $h_{\text{Perz\_100}}$  fehlt

Aufteilung in Abhängigkeit von der Punktzahl:

Beispiel: Gesamtzahl der Punkte in Rasterzelle = 700

$d_{\text{Perz\_10}} = 1\text{-}70\text{er Punkt}$ ,  $d_{\text{Perz\_20}} = 71\text{-}140\text{er Punkt}$ , ...,  $d_{\text{Perz\_90}} = 561\text{-}595\text{er Punkt}$ ,  
 $d_{\text{Perz\_95}} = 596\text{-}630\text{er Punkt}$ ,  $d_{\text{Perz100}} = 631\text{-}700\text{er Punkt}$

Bis auf die dichte- und höhenabhängigen Variablen können für diese Höhenschichten alle statistischen Berechnungen durchgeführt werden.

#### 7.4.3.4 Datenausgabe

Das Format für die Datenausgabe kann entsprechend Abbildung 136 festgelegt werden. Damit ist es möglich, die Daten so abzulegen, dass sie von anderen Programmen eingelesen werden können. Im Einzelnen kann hier angegeben werden, ob die Spaltenüberschriften ausgegeben werden sollen, ob zwischen Überschrift und den nachfolgenden Ergebnissen eine Leerzeile eingeführt und welches Trennzeichen zwischen den Spalten verwendet werden soll. Darüber hinaus ist es möglich, zu wählen, ob Informationen zu den Berechnungen (Fehlermeldungen) als Textmeldung oder Zahlencode ausgegeben werden.

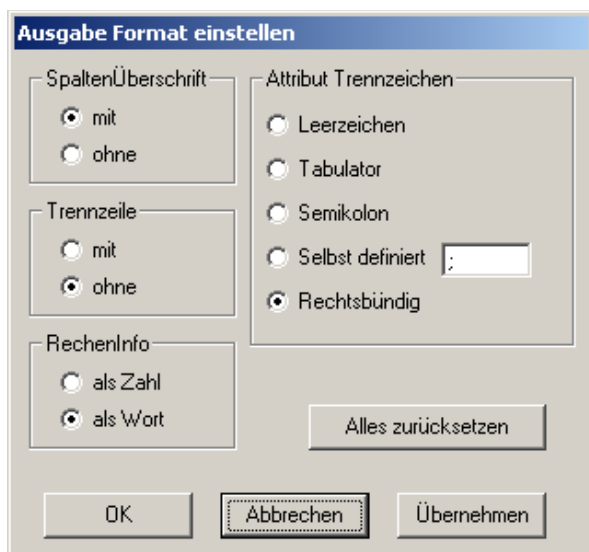


Abbildung 136: Benutzeroberfläche zum Erstellen des Ausgabeformates

Als Ausgabe werden zwei verschiedene Dateitypen erzeugt: Ergebnis- und Informationsdateien. Dabei enthalten die Ergebnisdateien die Resultate aller Berechnungen, während in den Informationsdateien Angaben über die Berechnungen enthalten sind. Die Spaltenbezeichnungen für die einzelnen Variablen sind in der folgenden Tabelle aufgeführt. Dabei werden die Koordinaten jeweils für den Mittelpunkt der Rasterzelle angegeben:

Position	Bezeichnung	Optional	Erläuterung
1	Znr	Nein	Zeilennummer
2	X	Nein	Rechtswert
3	Y	Nein	Hochwert
4	N-ges	Ja	Anzahl aller Lasermesswerte in der Zelle
5	N-min	Ja	Anzahl der Lasermesswerte bis zur unteren Höhengrenze
6	N-max	Ja	Anzahl der Lasermesswerte bis zur oberen Höhengrenze
7	N-Teil	Ja	Anzahl der Lasermesswerte in der Teilhöhe
8	dd_%	Ja	Durchdringungsrate
9	h_min	Ja	maximale Teilhöhe
10	h_mitt	Ja	minimale Teilhöhe
11	H_med	Ja	Median
12	h_max	Ja	Mittelwert der Teilhöhe
13	h_std	Ja	Standardabweichung der Teilhöhe
14	hVkoef	Ja	hVarianzkoeffizient
15-17	Quart_25 Quart_50 Quart_75		Höhenwert des 25%sten Punktes, 50%sten Punktes, 75%sten Punktes
18-27	hPerz_10 ... hPerz_90 hPerz_95 hPerz_100	Ja	Höhenwert des 10%sten Punktes, 20%sten Punktes usw.
28-38	dPerz_10 ... dPerz_90 dPerz_95 dPerz100	Ja	Die Durchdringung der Punkte bei 10%, 20% etc. der Maximalhöhe

Tabelle 101: Attributbezeichnungen in den Ergebnisdateien

In der Informationsdatei werden die wichtigsten Angaben zu den Berechnungen abgespeichert. Sie dient damit zur Dokumentation der durchgeführten Auswertungen. Dazu gehören die folgenden Angaben: Lage und Ausdehnung des Gesamtblocks und des Untersuchungsgebietes sowie Informationen zu Größe der Subblöcke und der Kacheln. Darüber hinaus werden die im Rahmen der Auswertungen verwendeten Funktionen, die Zellgröße sowie evtl. vorgegebene Höhenbereiche ausgegeben. Weitere Informationen sind Datum und Zeit der Berechnung, Anzahl aller eingelesenen Punkte sowie die Rechendauer in Sekunden.

Bei den Berechnungen ist es möglich, dass Fehler auftreten. Diese können zum einen durch die Verteilung der Lasermesswerte, zum anderen durch ein fehlerhaftes DTM bedingt sein. Beispielsweise kann es vorkommen, dass in einer vorgegebenen Höhengrenze keine oder zu wenige Lasermesswerte vorliegen. Die Folge ist, dass sich die gewünschten Berechnungen nicht durchführen lassen. Wenn das zugrundeliegende DTM Lücken aufweist oder an einer Stelle vollständig fehlt, können die Lasermesswerte nicht interpoliert und deshalb auch keine weiterführenden Berechnungen durchgeführt werden. Die möglichen Fehlermeldungen sind in Tabelle 102 aufgelistet. Je nach Ziel der weiteren Auswertung können die Fehlermeldungen als Zeichenkette oder als Zahl ausgegeben werden.

Bestandskennwert	Fehlercode (Zeichenkette)	Fehlercode (Zahl)	Bedeutung
Standardabweichung	0wert 1wert 2wert	-2000 -2001 -2002	Es existieren keine Werte. Es existiert nur ein Wert (eine Höhe). Es existieren nur zwei Werte (zwei Höhen).
Minimale Höhe (h_min) Mittlere Höhe (h_mitt) Maximale Höhe (h_max)	h>zell	-3001	Alle Werte sind kleiner als die untere Grenze.
Alle	Some points can not be interpolated	-4001	Das DTM hat an dieser Stelle Lücken. Deshalb konnten nicht alle Punkte interpoliert werden.
Alle	All points can not be interpolated	-4002	Es gibt keinen Wert, der interpoliert wurde, da das DTM an dieser Stelle nicht existiert.
Alle	All points are out of height bound	-4003	Alle Werte sind unterhalb der Mindesthöhe.
Alle	No values in height bound	-500x x = position (von 1-10)	Tritt nur in den Multi Höhenverteilungen auf. Hier kann über eine Höhenschicht keine Aussage getroffen werden.
N-min, N-max	NoIndex	-6001	Indexfehler, keine Aussage möglich.

Tabelle 102: Fehlermeldungen, die bei der Berechnung der Lasermetriken auftreten können.

#### 7.4.4 Aufbau einer Ergebnisdatenbank

Um die Analyse und Aufbereitung der Daten zu vereinfachen, werden alle Ergebnisdateien aus dem „Lidar Tool“ in einer Datenbank abgelegt. Dafür werden die Ergebnisdateien als Tabellen importiert und anschließend miteinander verbunden. Als Schlüsselvariable dienen die Gauß-Krüger-Koordinaten, die wie folgt zur Variable „ID“ zusammengesetzt werden:

$$ID = GKY + GKX * 1000000$$

Gleichung 92

Bei der Verknüpfung der einzelnen Ergebnistabellen ist darauf zu achten, dass in der Mastertabelle ein Datensatz für jede mögliche Rasterzelle vorhanden ist. Die Verknüpfung der weiteren Tabellen erfolgt mit einer Links-Inklusionsverknüpfung, bei der alle Datensätze der linken Seite der Left-Join-Operation dem Abfrageergebnis hinzugefügt werden, auch wenn keine übereinstimmenden Werte in den verknüpften Feldern der hinzugefügten Tabelle auf der rechten Seite vorliegen. Datensätze der Tabelle auf der rechten Seite werden nur dann mit denen der Tabelle auf der linken Seite kombiniert, wenn die verknüpften Felder übereinstimmende Werte aufweisen.

Durch eine Abfrage werden anschließend die Attribute, die für die nachfolgenden Auswertungen von Bedeutung sind, ausgewählt.

#### 7.4.5 Berechnung der statistischen Parameter

Nachdem die Beziehungen zwischen Laserrohdaten und forstlichen Bestandeskennziffern funktional beschrieben sind (siehe dazu Abschnitt 7.2), können die Funktionen auf die Lasermetriken angewendet werden. Dazu wird mit der Statistiksoftware SPSS direkt auf die

Datenbank zugegriffen und die entsprechenden Funktionen auf die dort gespeicherten Attributdaten übertragen. Als Ergebnis stehen die für jede Rasterzelle erzeugten forstlichen Bestandeskennwerte zur Verfügung. Diese Bestandeskennwerte werden im DBF-Format abgespeichert und können anschließend in die Datenbank importiert werden.

#### **7.4.6 Darstellung und Aufbereitung der Ergebnisse**

Mit der GIS-Software kann direkt auf die Datenbank zugegriffen werden. Damit ist es sowohl möglich, die abgeleiteten Bestandeskennwerte als auch die berechneten Lasermetriken direkt in die GIS-Software zu importieren. Die Berechnungen zur Ausscheidung der Waldentwicklungsstadien können ebenfalls direkt in der GIS-Software erfolgen. Darüber hinaus werden die Informationen mit Hilfe der GIS-Software in präsentationsreife kartografische Darstellungen überführt.

## **8 ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG**

### **8.1 Eignung der verschiedenen Sensoren für Erfassung von Waldstrukturen**

#### **Datenprozessierung**

Die Daten aus dem Laserscanning sind hochgenau, digital, sofort georeferenziert und können gleich weiterverarbeitet werden. Nach der automatisierten Filterung der Boden- und Oberflächenmodelle ist nur eine geringe manuelle Nachbearbeitung notwendig. Im Vergleich dazu enthalten digitale Luftbilder zunächst nur optische Informationen. Obwohl beim Einsatz von digitalen Kameras die Filmentwicklung und das Einscannen der Bilder entfallen, ist es immer noch notwendig, eine Aerotriangulation mit anschließender Orthophotoberechnung durchzuführen. Die Erstellung von Geländemodellen erfolgt manuell über stereoskopische Verfahren oder über eine teil-automatisierte Bildzuordnung mit anschließender Filterung. Der Produktionszyklus ist damit nach wie vor wesentlich aufwendiger als bei Laserdaten (BALTSAVIAS 1999a). Die Prozessierung der InSAR-Daten ist sehr komplex und in weiten Bereichen noch Gegenstand von Forschungsarbeiten. Die Ableitung von Höheninformationen erfolgt über Interferometrie. Aus den Radardaten können zwar Intensitätsbilder und Oberflächenmodelle abgeleitet werden, deren Detailliertheitsgrad ist jedoch nicht so groß wie bei optischen Daten oder bei Laserscanningdaten.

#### **Vertikaler Bestandesaufbau und Baumartenerkennung**

Ein Vorteil gegenüber den optischen Sensoren besteht darin, dass die Laser- und Radarstrahlen als aktive Verfahren in die Vegetation eindringen und somit auch Informationen über diese beinhalten. Während Radardaten noch nicht auf ihre Eignung zur Erfassung des vertikalen Aufbaus von Wäldern untersucht wurden, konnte gezeigt werden, dass in Nadelwäldern ein guter Zusammenhang zwischen der Verteilung der Nadelbiomasse und der Verteilung der Lasermesswerte besteht. Dadurch ist es möglich, in geschlossenen Nadelholzbeständen sogar Vorausverjüngung zu erkennen. Wenn sowohl eine Winter- als auch eine Sommerbefliegung vorliegt, kann sogar unterschieden werden, ob die Verjüngung aus Laub- oder Nadelbäumen besteht. In Laubwaldbeständen ergibt sich jedoch das Problem, dass das dichte Blätterdach im Sommer nur in geringem Maße durchdrungen werden kann. Damit ist Laserscanning zwar das gegenwärtig beste Verfahren zur Kartierung des vertikalen Bestandesaufbaus, zur Kartierung von Laubwaldbeständen ergeben sich jedoch Einschränkungen.

Aufgrund des unterschiedlichen Reflexionsverhaltens von Laub- und Nadelbäumen ist es möglich, beide Gruppen mit Laserscanningdaten zu unterscheiden. Besonders in der Winterbefliegung konnten hier sehr gute Ergebnisse erzielt werden. Im Sommer ist die Klassifikationsgenauigkeit, die sich mit spektralen Informationen aus digitalen Bilddaten erzielen lässt, jedoch deutlich besser als mit Laserscanningdaten alleine. Ergebnisse anderer Autoren lassen vermuten, dass mit zunehmender spektraler Auflösung auch detailliertere Analysen durchgeführt werden können. Sei es zur Baumartenerkennung oder zur Ansprache des Gesundheitszustandes von Bäumen. Ein Optimum stellen hier Hyperspektralsensoren dar, mit denen versucht wird, die Reflexionscharakteristik quasi kontinuierlich zu erfassen. Darüber hinaus liegt die Stärke von Luftbildern in der Bereitstellung visueller Information, die von menschlichen Interpreten für die verschiedensten Fragestellungen genutzt werden kann. Für eine thematische Interpretation sind Laserscanning- und Radardaten wesentlich schlechter geeignet.



## **Erfassung der Bodenoberfläche und der Bestandeshöhe**

Zur Bodenmodellierung hat sich Laserscanning in den letzten Jahren als Standardverfahren durchgesetzt. Im laublosen Zustand gibt es kein anderes Verfahren, was eine vergleichbare Genauigkeit bei den gegebenen Kosten erreicht. Die vorliegenden Ergebnissen zeigen darüber hinaus, dass eine einfache Geländemorphologie vorausgesetzt, selbst eine Sommerbefliegung zu befriedigenden Ergebnissen führt und das sogar in Laubwäldern. Bei bewegtem oder steilem Gelände sowie beim Vorkommen von Bruchkanten sollte das Bodenmodell jedoch durch eine gesonderte Winterbefliegung erfasst werden. Das aus den Radardaten abgeleitete P-Band Bodenmodell kann für kleinräumige Fragestellungen bisher nicht eingesetzt werden. In Wäldern mit einer Bestandeshöhe von über 20 bis 30 m konnte aufgrund der Überschätzung der Bodenoberfläche kein befriedigendes Ergebnis erzielt werden. Ein automatisiertes Verfahren zur Bodenmodellgenerierung aus optischen Daten existiert in Wäldern nicht. Allenfalls kann aus Luftbildern ein Bodenmodell durch stereoskopische Messungen in Baumlücken erstellt werden.

Beim Laserscanning wird die Oberfläche aktiv abgetastet. Deshalb entstehen keine störenden Schlagschatten, wie dies bei Luftbildern aufgrund der wechselnden Positionen von Sensorsystem und Sonne der Fall ist. Auch bei den Radardaten konnten Abschattungseffekte an den Bestandesrändern festgestellt werden. Bei der Modellierung der Bestandesoberfläche ist Laserscanning auch deshalb in Detailliertheitsgrad und Messgenauigkeit den anderen untersuchten Verfahren überlegen. Die Auflösung und Genauigkeit des DSM aus InSAR-Daten ist deutlich geringer (5 m). Im Gegensatz zum Laserscanning liefert Radar eine gemittelte Bestandeshöhe. Sie eignet sich daher weniger für präzise lokale Angaben, sondern in Abhängigkeit von der Auflösung muss über mehr oder weniger große Flächen gemittelt werden. Von den untersuchten Radar Methoden eignet sich X-Band-Interferometrie am besten zur Erfassung der Bestandeshöhe. Allerdings muss dafür ein exaktes Boden-DTM vorhanden sein, das beispielsweise mit Laserscanning generiert werden kann. Genauigkeitseinbußen sind jedoch dadurch bedingt, dass es sich bei der festgestellten Eindringtiefe der X-Band-Wellen von etwa 35 % um einen Wert handelt, der in Abhängigkeit von Bestandesdichte, Baumart und Wassergehalt variieren kann.

Für das Bestandeshöhenmodell aus der Differenz von X-Band und P-Band konnte eine Kombination der individuellen Fehlerquellen von X- und P-Band nachgewiesen werden. Zum einen führt eine zunehmende Bestandeshöhe zu einem linearen Fehler des X-Bands (Unterbestimmung des Oberflächenmodells), zum anderen wirkt sich eine Zunahme der Bestandeshöhe im P-Band als Überbestimmung des Bodenmodells in Form einer Potenzfunktion aus. Daraus resultiert bei Kombination beider Höhenmodelle eine zunehmende Unterbestimmung der Bestandeshöhe mit zunehmender Höhe des Waldbestandes.

Das L-Band-PolInSAR-Höhenmodell erfasst direkt die Spitzhöhe, ohne dass vorher ein DTM oder DSM berechnet werden muß. Für die bestandesweite Betrachtung konnten mit diesem Modell vergleichsweise gute Ergebnisse (Bestimmtheitsmaß 0.7) erzielt werden. Bei Beständen unter 20 m kam es allerdings zu einer Überbestimmung der Bestandeshöhe. Auffallend war, dass lokal keine Übereinstimmung zwischen diesem Modell und den Laserscanningdaten erzielt werden konnte. Erst bei der Betrachtung einer größeren Fläche (ab 0,2 ha) gleichen sich die festgestellten Unterschiede aus. Die Bestimmung der Bestandeshöhe aus L-Band-Daten ist momentan Gegenstand intensiver Forschungsbemühungen. Neueste Ergebnisse lassen hier eine weitere Verbesserung der Bestandeshöhenbestimmung erwarten (METTE et al. 2006). Für den Einsatzbereich der Einzelbaumerkennung ist Radar jedoch nicht geeignet.

Vielversprechend sind die Bestandesoberflächenmodelle, die aus den digitalen Luftbildern der Digital Mapping Camera (DMC) generiert wurden. Durch Bildkorrelation konnte eine

Messpunktdichte von 11 Punkten/m<sup>2</sup> erzielt werden. In Laubwaldbereichen wird damit eine vergleichbare Genauigkeit wie bei Lasersystemen erreicht. Allerdings zeigt der Einsatz dieser Technik in Nadelwäldern nur bei der Bestimmung von Bestandesmittelhöhen befriedigende Ergebnisse. Auf Einzelbaumebene wurden die Baumwipfel und die dazwischen liegenden Bereiche durch den Filteralgorithmus abgeschnitten. Ein Einsatz zur Einzelbaumerkennung ist deshalb bisher nur eingeschränkt möglich. Während bei optischen Daten Texturen als Voraussetzung für akkurate Messungen zur Oberflächenmodellberechnung notwendig sind, spielen diese beim Laserscanning keine Rolle. Deshalb hat die Bedeckung der Landoberfläche bzw. die Landnutzung einen Einfluss auf die Qualität der Oberflächenmodelle aus optischen Daten (vgl. BALTASAVIAS 1999a). Aus diesem Grund kam es auch in der vorliegenden Studie über Wiesenflächen zu Schwierigkeiten bei der Oberflächenmodellgenerierung aus digitalen Bildern.

### **Einschränkungen durch Witterung und Tageszeit**

Nach PATENAUDE et al. (2002) ist der Einfluss des Wetters auf die Qualität der Laserscanningdaten relativ gering. Auch LOHR (1997) kommt zum Schluss, dass Laserscanning weniger auf gutes Flugwetter angewiesen ist, als es bei Luftbildbefliegungen der Fall ist. Während dafür ein wolkenfreier Himmel verlangt wird, wirkt sich Bewölkung nicht negativ auf die Ergebnisse des Laserscanning aus. Allerdings können nasse Oberflächen die Ergebnisse des Laserscannings beeinträchtigen. Auch Radarmissionen sind mehr oder weniger unabhängig von der Witterung möglich. Starker Wind wirkt sich störend auf die Aufnahmequalität aller drei Sensortypen aus. Als aktive Verfahren sind Radar und Laserscanning auch nicht auf eine Beleuchtung des Untersuchungsobjektes durch die Sonne angewiesen. Im Gegenteil, eine Befliegung ohne Sonnenschein führt beim Laserscanning wegen der fehlenden Hintergrundstrahlung (Rauschen) sogar zu exakteren Aufnahmen. Damit können Laserscanner- und Radarbefliegungen zu fast allen Tages- und Nachtzeiten stattfinden, was wiederum weit mehr Flugstunden ermöglicht als mit Luftbildkameras und geringere Sensorkosten je Flugstunde zur Folge hat.

### **Zuverlässigkeit und Sicherheit der Datenlieferung**

Mittlerweile sind alle drei Systeme auf dem deutschen Markt verfügbar, so dass Engpässe bei der Datenbeschaffung nicht zu erwarten sind. Während Luftbilder über die Landesvermessungsämter bezogen werden können, müssen für digitale Bildflüge und Laserscanningaufnahmen spezialisierte Firmen eingesetzt werden, die die gewünschte Fläche mit den gewünschten Spezifikationen befliegen und die Daten in der geforderten Form bereitstellen. Diese Flexibilität bei Einsatz von flugzeuggetragenen Systemen ist ein großer Vorteil gegenüber dem Einsatz von hochauflösenden Satellitendaten. Darüber hinaus weist der Markt für Satellitendaten noch weitere Nachteile auf (BLASCHKE und FELBERMEIER 2003):

- Hohe Kosten, die z. T. noch über den Preisen für Luftbilder liegen
- Eine Verkaufspolitik, in der die Daten nur als ganze oder Teilszenen verkauft werden, so dass sich bei ungünstiger Lage der Untersuchungsgebiete die Preise je Flächeneinheit erhöhen
- Aufgrund zu weniger Überflüge ist die Wahrscheinlichkeit, Szenen ohne Wolkenbedeckung zu erhalten gerade im Bergland gering. Zudem muss eine gewisse Bewölkung toleriert werden.

## **Resümee**

Von den untersuchten Fernerkundungsdaten eignen sich Laserscanningdaten am besten zur Erfassung von Waldstrukturen. Durch ihre Fähigkeit, Waldbestände teilweise zu durchdringen, kann mit ihnen die zur Zeit beste Repräsentation von Wäldern erreicht werden. Mit Laserscanning ist es möglich, die Boden- und Bestandesoberfläche sehr genau abzutasten, besser als dies mit herkömmlichen forstlichen Verfahren möglich ist. Allerdings ist die Durchdringungsrate der Messimpulse in Laubbaumbeständen viel geringer als in Nadelbaumbeständen, was Schwierigkeiten bei der Analyse des vertikalen Bestandesaufbaus zur Folge hat. Im Gegensatz dazu ist die Auflösung und Genauigkeit von InSAR-Daten nicht so hoch wie bei Lasersystemen. Die hohe Flächenleistung (Radarsysteme können in wenigen Minuten 100 km<sup>2</sup> erfassen) in Kombination mit der Witterungsunabhängigkeit führt jedoch zu konkurrenzlos günstigen Preisen für die Datenbeschaffung, bei gleichzeitig maximaler Flexibilität. Daher ist Radar für großflächige Anwendungen das Verfahren der Wahl. Optische Daten haben wiederum andere Charakteristika, da sie neben Höheninformationen auch spektrale Informationen über die Erdoberfläche liefern können. Diese eignen sich insbesondere für die visuelle Interpretation und zur Unterscheidung von Laub- und Nadelbäumen. Darüber hinaus hat der Einsatz von Luftbildern den Vorteil, dass sie einfach und vergleichsweise preisgünstig über die Landesvermessungsverwaltungen bezogen werden können.

Für den Einsatz bei Waldinventuren eignen sich Radardaten deshalb nur für großflächige Anwendungen, während Laserscanningdaten und Luftbilder bis hinunter auf die Ebene des Einzelbaumes eingesetzt werden können. Aufgrund der unterschiedlichen Charakteristika der Daten scheint es sinnvoll, bei großflächigen Anwendungen Radardaten mit Satellitenbildern und auf Bestandesebene Laserscanningdaten mit Multi- und Hyperspektralbildern zu kombinieren.

## **8.2 Bewertung der Methoden für den Einsatz bei Waldinventuren**

### **8.2.1 Überregionale Ebene**

Ein wesentlicher Parameter für die Charakterisierung von Wäldern ist die Baum- bzw. Bestandeshöhe, über die auf andere wichtige Parameter, wie z. B. der Biomasse, indirekt zurückgeschlossen werden kann (METTE et al. 2004b). Die Ergebnisse der Höhenbestimmung mit Hilfe der Photogrammetrie und des Laserscannings zeigen, dass sich beide Methoden zwar sehr gut für die Ableitung hochaufgelöster Waldoberflächen-Modelle eignen, ein großer Nachteil dieser Systeme liegt jedoch in dem hohen Kostenaufwand für vergleichsweise kleine Flächen (MERCER 2004). Für großflächige Erhebungen mit geringeren Anforderungen an die Genauigkeit sind deshalb Radaraufnahmen die Technik der Wahl. Denkbare Einsatzgebiete könnten beispielsweise landesweite Erhebungen (Maßstab 1:25.000 bis 1:400.000) von Waldflächen incl. wichtiger Strukturparameter wie Bestandeshöhe, Holzvorrat und Biomasse sein. Auch die großräumige Erfassung von landesweiten Sturmschäden ist ein potenzieller Anwendungsbereich. Durch Verfahren des „change detections“ könnte über Vergleiche der Bestandeshöhe vor und nach dem Ereignis die Lage und Fläche, aber auch der betroffene Holzvorrat geschätzt werden. Für eine direkte Klassifizierung von Windwürfen wurde das schwedische Carabas VHF-band-SAR System erfolgreich getestet (ULANDER et al. 2005).

Eine große Rolle könnten Radarsysteme auch auf globaler Ebene spielen. Die Bedeutung der Wälder für den Erhalt der Biodiversität, als Rohstoff-Quelle, Kohlenstoff-Speicher und ihre wichtigen Einflüsse auf Klima und Böden begründet die Notwendigkeit einer weltweiten, flächendeckenden und kostengünstigen Dokumentation. Eine Aufgabe, die nur mit satellitengestützten Systemen erreicht werden kann. Dies scheint notwendiger denn je, weil

über die größten Waldflächen in der borealen Zone und den Tropen nur vergleichsweise wenige Informationen vorliegen. (FAO 2001). Auch hier kommen die Vorteile von Radar gegenüber traditioneller Photogrammetrie und Laserscannern wie die Unabhängigkeit von Tageszeit und Witterung voll zum Tragen. Dadurch können große Gebiete überwacht und Veränderungen rasch festgestellt werden. Für globale Anwendungen, wie z. B. der Walddokumentation, ist auch die geringere Genauigkeit und Auflösung der Daten vollkommen ausreichend. Einige Studien zeigen, dass Radar für solche Fragestellungen durchaus geeignet ist (GAVEAU et al. 2003).

Eine praktische Anwendung des RVoG-Modells könnte mit der ALOS-Mission (Advanced Land Observing Satellite) verwirklicht werden, die 2005 von der JAXA (Japan Aerospace Exploration Agency) gestartet wird. ALOS besitzt neben anderen Instrumenten eine L-Band Antenne, die es erlaubt, vollpolarimetrische Aufnahmen mit einer Auflösung von bis zu 10 m durchzuführen. Ein weiteres Beispiel für eine mögliche spätere Mission stellt die TanDEM-X-Studie des DLR dar, die ein globales X-Band-DSM mit einer horizontalen Auflösung von 10x10 m und einer vertikalen relativen Auflösung von ca. 2 m zum Ziel hat. Für Fragen der Waldinventur können diese Daten jedoch nur in Gebieten eingesetzt werden, für die bereits ein genaues DTM vorliegt (AULINGER 2006).

Aber auch weltraumgestützte Lasersensoren versprechen gute Ergebnisse, die beispielsweise dazu beitragen könnten, die weltweit vorkommende Biomasse wesentlich genauer zu bestimmen, als das bisher der Fall ist. Erste Auswertungen anhand von Daten des ICESat (Ice, Cloud and Land Elevation Satellite) Satelliten liegen bereits vor und zeigen trotz verschiedener Probleme gute Resultate (LEFSKY 2005). Allerdings ist die ursprünglich geplante Mission eines Spaceborne Vegetation Canopy Lidar (VCL) von der Nasa abgesagt worden, so dass in naher Zukunft nicht mit weltraumgestützten Systemen zu rechnen ist.

## **8.2.2 Bestandes- und Landschaftsebene**

### **8.2.2.1 Wirtschaftlichkeit**

Eine wesentliche Voraussetzung für den Einsatz neuer Verfahren bei Waldinventuren ist deren Wirtschaftlichkeit gegenüber herkömmlichen Verfahren. Hier muss angestrebt werden, dass mit Fernerkundungsdaten der Informationsbedarf für das Waldmanagement bei gleichen oder geringeren Kosten gedeckt werden kann. Darüber hinaus wäre es auch denkbar, dass zusätzlicher Informationsgewinn zu Kosteneinsparungen in anderen Bereichen beitragen kann.

Größter Nachteil des Laserscannings waren bisher die im Vergleich zu anderen Fernerkundungsmethoden relativ hohen Kosten. Aufgrund der geringen Streifenbreite, die durch die geringe Flughöhe bedingt ist, ist die Flugplanung kompliziert. Zum einen sind deshalb viele Überfliegungen notwendig, zum anderen muss auch das Gelände berücksichtigt werden, da bei größeren Höhenunterschieden beispielsweise keine Befliegung senkrecht zum Hang möglich ist. Daraus ergeben sich lange Flugzeiten, was wiederum hohe Kosten bedingt. Allerdings sind die Kosten durch die Weiterentwicklung der Sensorik und den steigenden Wettbewerb zwischen den Befliegungsunternehmen in den letzten Jahren erheblich gesunken.

Um genauere Aussagen über die Kosten eines operationellen Einsatzes von Laserscanning treffen zu können, wurden von verschiedenen Firmen Preisinformationen für eine mögliche Befliegung des Nationalparkgebietes eingeholt. Damit ist allerdings nur ein Vergleich für die

Kosten der Datenerfassung möglich, der Aufwand für Datenverarbeitung und- analyse kann, da keine eigenen Erfahrungen vorliegen, nur grob geschätzt werden.

Bei der Einholung der Preisinformationen wurden die Kosten für unterschiedliche Messpunktdichten abgefragt. Grund dafür sind die unterschiedlichen Anforderungen der verschiedenen Verfahren. Während der Rasterzellenansatz mit einer Messpunktdichte von 1/m<sup>2</sup> auskommt (NAESSET 2004), werden für die Einzelbaumerkennung mindestens 5, besser 10 Punkte je m<sup>2</sup> benötigt (HIRATA 2004).

Messwerte /m <sup>2</sup>	Kosten gesamt				Kosten je Hektar			
	Rohdaten	DTM	DSM	Summe	Rohdaten	DTM	DSM	Summe
<b>Angebot 1</b>								
1	19.200	9.500	9.500	38.200	0,79	0,39	0,39	1,57
5	38.500	15.000	15.000	68.500	1,59	0,62	0,62	2,83
10	58.700	19.000	19.000	96.700	2,42	0,78	0,78	3,98
<b>Angebot 2</b>								
1	35.000	15.000	10.000	60.000	1,44	0,62	0,41	2,48
5	46.000	20.000	20.000	86.000	1,90	0,83	0,83	3,55
10	75.000	25.000	30.000	130.000	3,09	1,03	1,24	5,36
<b>Angebot 3</b>								
1	62.500	20.000	2.500	85.000	2,58	0,83	0,10	3,51
5	105.000	25.000	5.000	135.000	4,33	1,03	0,21	5,57
10	210.000	30.000	10.000	250.000	8,67	1,24	0,41	10,32

Tabelle 103: Kosten für die Datengewinnung mit Laserscanning bei unterschiedlicher Messpunktdichte.

Die Kosten für die Datengewinnung liegen bei einer Messpunktdichte von 1/m<sup>2</sup> zwischen 1,6 und 3,5 € je Hektar. Bei einer hohen Messpunktdichte von 10/m<sup>2</sup> betragen sie zwischen 4 und 10,3 € je Hektar. Wird auf den Ankauf von Boden- und Oberflächenmodellen verzichtet, betragen die Kosten sogar nur 0,8 bis 2,6 bzw. 2,4 bis 8,7 € je Hektar. Damit liegen die Aufwendungen für die Datengewinnung bei Methoden der Einzelbaumerkennung etwa zwei - drei mal höher, als bei dem Rasterzellenansatz.

Im Vergleich dazu sind die Kosten für die Datengewinnung im Rahmen herkömmlichen Waldinventuren deutlich höher. So kostete die Waldinventur 2002/2003 im Nationalparkgebiet 42,6 € je Hektar. Dabei entfielen 32,9 € auf die Inventur und 10,7 € auf den Begang. Die Kosten für eine Luftbildbefliegung von 1,25 €/ha sind in diesen Ansätzen noch nicht enthalten.

Damit liegt der Aufwand für die Waldinventur im Nationalpark im Vergleich zur Forsteinrichtung im Wirtschaftswald relativ hoch. So wurden für den Staatswald in Oberbayern je nach Verfahren Kosten zwischen 22 und 35 €/ha ermittelt. Während die Kosten für den Begang im Forstamt Oberammergau bei 13,3 €/ha lagen, variieren sie für die Inventur je nach verwendeter Methode. Sie liegen bei der Neuanlage einer permanenten Stichprobeninventur im Hochgebirge bei 21,5 €/ha. Im Flachland sind sie mit nur 13 €/ha wesentlich geringer. Die Wiederholungsaufnahme im Flachland ist mit 14 €/ha etwas teurer. Wesentlich günstiger sind die Kosten für Inventuren mit Relaskopeinsatz. Sie liegen hier zwischen 9 (Flachland) und 10 € (Hochgebirge) (BAUER 2001).

Über ganz Bayern gemittelt, kostet die Erstanlage einer permanenten Inventur mit einer Stichprobendichte von einem Punkt je vier Hektar 14,5 €/ha, bei einer Wiederholungsaufnahme 10 €/ha und bei einer temporären Inventur 9,25 €/ha. Die Kosten für

den Waldbegang werden mit 10 €/ha angesetzt. Zusammen macht das also etwa 20 bis 25 €/ha (NEUFANGER pers. Mitteilung).

Die im Vergleich zu Forstbetrieben höheren Kosten für die Waldinventur im Nationalpark sind im Wesentlichen auf die folgenden Gründe zurückzuführen:

1. Gegebenheiten des Nationalparks

Aufgrund der schlechten Erschließung durch Forststraßen und dem hohen Totholzreichtum sind die Anmarschwege lang und zeitraubend. Das Auffinden der Probekreiselmittelpunkte in den sich selbst überlassenen Wäldern erforderte ebenfalls einen höheren Aufwand als im Wirtschaftswald.

2. Eingesetztes Personal

Der überwiegende Teil der eingesetzten Inventurtrupps verfügte über keine oder nur weit zurückliegende Inventurerfahrung und musste zunächst geschult und eingearbeitet werden. Für die zusätzlich eingesetzten Inventurtrupps wurden neue Geräte beschafft.

3. Zusätzliche Aufnahmen

Über das Regelprogramm hinaus wurden zusätzlich waldökologisch bedeutsame Parameter erfasst. Auch wurden über 1000 Inventurpunkte mittels GPS eingemessen.

Damit sind die Kosten für die Datenerfassung bei der herkömmlichen Forsteinrichtung um ein Vielfaches höher als beim Einsatz von Laserscannern. So liegen die Datenbeschaffungskosten für das Rasterverfahren nur bei etwa 6 % der Kosten für die Waldinventur. Selbst im Vergleich zu Forsteinrichtungen mit kostengünstigen Relaskopverfahren im Flachland erreichen die Kosten für das Rasterverfahren nur 12 % der terrestrischen Erhebungen. Bei Anwendung von Einzelbaumverfahren betragen die entsprechenden Werte 15 bzw. 29 %. Allerdings sind in diesen Zahlen Aufwendungen für die Aufnahme einer Bodenreferenz oder der erhöhte Aufwand für die Datenprozessierung und Auswertung nicht enthalten.

Erfahrungen über Kosten einer operationellen Forsteinrichtung mittels Laserscanning liegen bisher nur aus norwegischen Projekten vor. Die Firma Prevista AS bietet dort die komplette Forsteinrichtung auf Basis von Laserscanning und Luftbildern an. Dabei wird das beschriebene Rasterverfahren zur Ermittlung von Bestandeskennwerten eingesetzt. In Tabelle 104 werden die Kosten dieser Methode dem konventionellen Verfahren einer bestandesweisen Zustandserfassung und Planung gegenübergestellt. Dazu werden die Bestände mittels Luftbildinterpretation auf einer Stereoworkstation deliniert und klassifiziert. Im nächsten Schritt wird eine nicht permanente Stichprobeninventur mit Relaskop durchgeführt.

Beim konventionellen Verfahren liegen die Kosten für die Datengewinnung bei 4,4 €/ha und setzen sich aus 3,6 €/ha für die Stichprobeninventur und 0,8 €/ha für die Luftbilder zusammen. Durch Einsatz von Laserscanning können die Kosten für die Felddatenerfassung auf 0,5 €/ha gesenkt werden. Die Datenbeschaffung für die Laserscanningdaten wird mit 1,8 €/ha angegeben. Damit verringern sich die Kosten für die Datengewinnung um 1,3 €/ha.

Die Kosten für die Auswertung setzen sich aus der Luftbildinterpretation und der Datenverarbeitung zusammen. Sie betragen im herkömmlichen Verfahren 3,57 €/ha. Durch den Einsatz von Laserscanning erhöht sich der Aufwand für die Datenverarbeitung, die Kosten für die Luftbildinterpretation sinken jedoch, weil die Bestandausscheidung und -klassifizierung durch den Einsatz der Laserscanningdaten effektiver gestaltet werden kann. Insgesamt liegen dann die Kosten für die Datenauswertung bei 3,82 €/ha. Die Kosten für die Planung sind bei beiden Verfahren gleich.

Ein weiterer Vorteil des Laserscannings ergibt sich dadurch, dass ein genaues DTM angeboten werden kann, welches wesentlich günstiger ist als beim konventionellen Verfahren. Bezieht man diesen Vorteil in die Kostenkalkulation mit ein, betragen die Gesamtkosten beim konventionellen Verfahren 13,33 €/ha und beim Einsatz von Laserscanning 9,88 €/ha.

	Konventionell (€/ha)	Laserscanning (€/ha)
<b>Luftbilder</b>	0.83 €	0.83 €
<b>Laserscanning</b>	0.00 €	1.79 €
<b>Feldarbeit</b>	3.57 €	0.48 €
<b>Luftbildinterpretation</b>	2.38 €	1.79 €
<b>Datenverarbeitung</b>	1.19 €	2.02 €
<b>Planung</b>	2.38 €	2.38 €
<b>DTM</b>	2.98 €	0.60 €
<b>Summe</b>	<b>13.33 €</b>	<b>9.88 €</b>

Tabelle 104: Kostenvergleich zwischen der herkömmlichen norwegischen Forsteinrichtung und dem neuen Verfahren mittels Laserscanning (verändert nach NAESSET 2005).

Im Folgenden soll der Versuch gemacht werden, die norwegischen Erfahrungen über die Kosten des Rasterverfahrens auch auf die Verhältnisse des Nationalparks zu übertragen:

Da im Nationalparkgebiet doppelt so viele Straten notwendig sind wie bei den Erhebungen in Norwegen (s. 7.2.5), verdoppeln sich auch die Kosten für die Erfassung der Bodenreferenz. Ohne dafür auf Erfahrungswerte zurückgreifen zu können, werden für die Einzelbaumerkennung die gleichen Kostensätze für die Erfassung der Bodenreferenz übernommen. Darüber hinaus wird unterstellt, dass auch der Waldbegang durch eine Kombination von Luftbildinterpretation und Analyse von Laserscanningdaten ersetzt wird. Da die Bestände im Nationalpark wesentlich komplexer aufgebaut sind, wird angenommen, dass die Kosten für die Interpretation um 1 €/ha über den norwegischen Vergleichswerten liegen.

Die Aufwendungen für die Datenverarbeitung sollten beim Rasterverfahren nicht über dem norwegischen Wert von 2 €/ha liegen. Für die Einzelbaumerkennung wurden die höheren Flugkosten angesetzt, zusätzlich wurde angenommen, dass die Kosten für die Datenverarbeitung um 50 % höher liegen als beim Rasteransatz.

	Rasteransatz (€/ha)	Einzelbaumerkennung (€/ha)
<b>Laserscannerbefliegung</b>	1.6 €	4.7 €
<b>Luftbilder</b>	1.3 €	1.3 €
<b>Feldarbeit</b>	1.0 €	1.0 €
<b>Luftbildinterpretation</b>	2.5 €	2.5 €
<b>Datenverarbeitung</b>	2.0 €	3.0 €
<b>Summe</b>	<b>8.4 €</b>	<b>12.5 €</b>

Tabelle 105: Auf Basis der Erfahrungen von praktischen Inventuren mit Laserscanning wurden die Kosten für eine Waldinventur mittels Laserscanning für das Nationalparkgebiet hergeleitet.

Damit dürften die Kosten für den Rasteransatz bei etwa 8,4 €/ha liegen, während die Einzelbaumerkennung 12,5 €/ha kosten würde. Auf den Nationalpark bezogen würden die Kosten bei der Verwendung des Rasteransatzes damit auf etwa 20 % der bisherigen Kosten und beim Einzelbaumansatz auf etwa 30 % sinken. Für den Fall einer Forsteinrichtung im Wirtschaftswald würden die Kosten für das Rasterverfahren bei etwa 34 % und beim

Einzelbaumansatz bei etwa 50 % der bisherigen Kosten liegen. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass sich mit den hier untersuchten Fernerkundungsverfahren nicht alle Informationen der konventionellen Forsteinrichtung erheben lassen und deshalb auch die Kosten nicht unmittelbar miteinander verglichen werden können. Betrachtet man die Laserscanningdaten nur als Zusatzinformation, betragen die Kosten dafür 3,6 €/ha beim Raster- und 7,7 €/ha beim Einzelbaumansatz, da die terrestrische Datenerfassung ohnehin durchgeführt wird.

Dabei könnten die Kosten evtl. noch weiter gesenkt werden. Einen wichtigen Ansatzpunkt dafür stellt die Zusammenarbeit zwischen potenziellen Nutzern von Laserscanningdaten dar. Während die Landesvermessung über großflächige Laserscanningdatensätze verfügt, greifen die mit dem Ressourcenmanagement befassten Institutionen bislang nicht darauf zurück. Hier ist es möglich, ebenso wie bei anderen Produkten, die Rohdaten zum Verkauf anzubieten. Noch besser wäre es, wenn in Zukunft bei Befliegungen die Anforderungen aus Sicht der Vegetationskartierung mit berücksichtigt werden könnten. Da das Bayerische Landesamt für Vermessung und Geoinformation ohnehin schon Laserscanningbefliegungen mit einer Messpunktdichte von 1 Punkt/m<sup>2</sup> durchführt, könnten durch eine engere Zusammenarbeit die oben hergeleiteten Kostensätze für die Nutzer vermutlich nach unten korrigiert werden.

### **8.2.2.2 Einsatzmöglichkeiten**

Während Radarsysteme für Waldinventuren auf Bestandesebene zum gegenwärtigen Zeitpunkt aufgrund ihrer Auflösung und Genauigkeit nicht in Frage kommen, haben photogrammetrische Verfahren auf Basis digitaler Bilddaten ein hohes Potenzial. Allerdings ist es bisher noch nicht möglich, Oberflächenmodelle mit einer ausreichenden Genauigkeit für die Einzelbaumerkennung zu erzeugen. Ein weiterer Nachteil der optischen Daten liegt darin, dass es prinzipiell nicht möglich ist, aus digitalen Bildern Informationen über den vertikalen Bestandaufbau zu erhalten. Der Vorteil der Bilddaten liegt vielmehr darin, dass spektrale Informationen aufgezeichnet werden, die beispielsweise für Baumartenerkennung und visuelle Interpretation eine wichtige Rolle spielen. Laserscanning ist das Verfahren, mit dem die beste Repräsentation der Boden- und Bestandesoberfläche sowie der 3D-Verteilung der Laubbiomasse erzeugt werden kann. Die folgenden Ausführungen beziehen sich deshalb auf den Einsatz von Laserscanningdaten.

#### **Einzelbaumerkennung**

Während der Ansatz mit der eCognition-Methode und dem Template Matching noch keine anwendungsreifen Ergebnisse erbrachte, konnten die Resultate mit den Watershed-Algorithmen überzeugen und dies selbst für die strukturreichen, mehrschichtigen und gemischten Wälder des Nationalparkgebietes. So konnten aus den Laserscanningdaten im Durchschnitt 68 % der Oberschichtbäume erkannt werden. Das entspricht 85 % der am Boden bestimmten Holzmasse.

Auch bei der Ableitung von Einzelbaumparametern wurden gute Ergebnisse erzielt. So konnte die Position jedes Baumes mit einer Genauigkeit von etwa 40 cm bestimmt werden. Die große Stärke des Laserscannings ist jedoch die Baumhöhenmessung. Dieser Parameter lässt sich aus den Laserscanningdaten mindestens so genau ableiten wie aus terrestrischen Messungen. Verbesserungsfähig ist hingegen die Delinierung von Laubbaumkronen. Trotzdem können Brusthöhendurchmesser und Holzvolumen mit einer den terrestrischen Inventuren vergleichbaren Genauigkeit geschätzt werden. Auch die Differenzierung zwischen Buche und Fichte gelang sehr gut. Ob und wie gut weitere Baumarten unterschieden werden können, ließ sich aufgrund fehlender Referenzdaten nicht analysieren. Vergleichbare Untersuchungen



weisen jedoch darauf hin, dass weitere Baumarten getrennt werden können (s.6.4.8). Damit kann mit diesem Verfahren eine zentrale Forderung an Waldinventuren, nämlich die Ermittlung des Vorrates nach Durchmesserstufen und Baumartengruppen, erfüllt werden.

Eine Einschränkung ergibt sich jedoch dadurch, dass nicht alle Bäume erkannt werden können. Um diesen Fehler auszugleichen können Verfahren entwickelt werden, um die nicht erkannten Bäume zu schätzen. Dafür bieten sich beispielsweise die Parametrisierung einer Weibullfunktion (MALTAMO et al 2004), aber auch die Nutzung der Ergebnisse der vorgestellten logistischen Regression an (s. Abschnitt 6.4.3.2).

Es ist zu erwarten, dass die Ergebnisse der Einzelbaumerkennung und Parameterableitung durch den Einsatz neuer Lasersensoren verbessert werden können. Mit einer höheren Punktdichte, bei einer gleichzeitig gleichmäßigeren Abdeckung der Oberfläche, wird das Oberflächenmodell die Realität besser abbilden. Dadurch lassen sich verschiedene Probleme in den Griff bekommen. Durch ein genaueres Oberflächenmodell können die Bäume besser deliniert werden, dadurch steigt die Genauigkeit der Kronenbestimmung und Höhenmessung. Zusätzlich können selbst in dichteren Beständen mehr Bäume erkannt werden. Durch Daten zur Intensität der Laserimpulse dürfte zusätzlich die Klassifikationsgenauigkeit für die Erfassung der Baumartengruppen steigen.

### **Rasterverfahren**

Eine weitere Methode zur Ableitung forstlicher Bestandesparameter stellt der statistische Ansatz auf Basis von aufgerasterten Daten dar. Auch mit dieser Methode konnten nach Gruppierung der einzelnen Rasterzellen in Laub-, Nadel- und Mischwald gute Ergebnisse für die Schätzung von Vorrat, Grundfläche, Stammzahl, Bestandeshöhe, Mitteldurchmesser und Bestandesdichte erzielt werden. Auch bietet Laserscanning die Möglichkeit, in die Bestände „hineinzusehen“ und so Informationen über den vertikalen Bestandaufbau zu liefern. Dies ermöglicht es, Informationen über die Schichtung von Beständen abzuleiten und auch Verjüngung zu erkennen. Schwierigkeiten bereitet bei diesem Ansatz allerdings die schlechte Durchdringungsrate bei der Buche und die automatisierte Einteilung der zu untersuchenden Rasterzellen in Laub-, Nadel- und Mischwald.

### **Vergleich von Einzelbaumerkennung und Rasterverfahren**

Dabei zeigen beide Verfahren Vor- und Nachteile. Für die Anwendung der Einzelbaumerkennung ist eine gewisse Kronenausdehnung notwendig, da die Bäume sonst nicht voneinander getrennt werden können. Damit ist das Verfahren nicht für Jungbestände geeignet. Mit dem Rasteransatz können hingegen selbst in Jungbeständen zumindest Basisinformationen wie Höhe und Stammzahl erfasst werden (NAESSET und BJERKNES 2001). Darüber hinaus erlaubt der Rasteransatz, zusätzliche Informationen zur vertikalen Verteilung der Blattbiomasse zu sammeln, aus der auch auf die vertikale Struktur der Bestände zurückgeschlossen werden kann. Damit ist es möglich, beispielsweise etwaige Verjüngung zu erkennen und den Laub-/Nadelbaumanteil unter der Bestandesoberfläche abzuschätzen. Beides Informationen, die nicht mit der Einzelbaummethode gewonnen werden können. Günstig ist weiterhin zu bewerten, dass für den Einsatz der Rastermethode eine geringere Messpunktdichte notwendig ist, wodurch die Befliegungskosten gesenkt werden können. Eventuell reicht hierfür schon die Messpunktdichte der regelmäßig von den Landesvermessungsämtern in Auftrag gegebenen Befliegungen aus. Ob auch der Aufwand für die Erhebung der Referenzdaten geringer ist als bei der Einzelbaumerkennung muss noch untersucht werden. Vorteilhaft ist auf jeden Fall, dass nur der Mittelpunkt der Fläche georeferenziert werden muss und es nicht notwendig ist, die Position jedes einzelnen Baumes exakt zu bestimmen. Viel entscheidender ist jedoch der Stichprobenumfang der für die Kalibrierung der beiden Verfahren notwendig ist

und eine mögliche Übertragbarkeit auf andere Untersuchungsgebiete. Während bei Rasteransatz hierzu bereits Erfahrungen vorliegen, gibt es bei der Einzelbaumerkennung noch keine Untersuchungen.

Ein wichtiges Argument für den Einzelbaumansatz ist die einfachere Kommunizierbarkeit der Ergebnisse, da in Mitteleuropa die meisten waldbaulichen Entscheidungen am jeweiligen Baum getroffen werden. Darüber hinaus sprechen aber auch andere Argumente für den Einsatz von Methoden der Einzelbaumerkennung. Ein großer Vorteil ist die Generierung homogener Segmente, die als Grundlage für die Ableitung weiterer Parameter verwendet werden können. Im Gegensatz dazu ist die Abgrenzung der Raster willkürlich und führt, insbesondere in stufigen, gemischten Beständen, zu einer größeren Streuung der Zielparameter. Dies zeigte sich in der vorliegenden Untersuchung besonders an den schlechteren Ergebnissen der Klasse Mischwald. In diesen Rasterzellen kommen sowohl Laub- als auch Nadelbäume in unterschiedlichen Mischungsanteilen vor. Tendenziell eignet sich die Rastermethode deshalb vor allem für strukturärmere Wälder. Durch den Einzelbaumansatz werden „Mischpixel“ vermieden, da die Kronenpolygone in den meisten Fällen entweder einen Nadel- oder einen Laubbaum repräsentieren. Durch Analyse der Daten innerhalb der homogenen Segmente können anschließend die Eigenschaften dieser „Bäume“ bestimmt werden. Auch die Probleme, die bei der Rastermethode durch Totholz verursacht werden, treten beim Einzelbaumansatz deshalb nicht auf. Es ist zu erwarten, dass stehendes Totholz erkannt und zumindest dessen Höhe bestimmt werden kann. Ein weiterer Vorteil der Einzelbaummethode ist, dass die hiermit erhobenen Daten direkt von positionsabhängigen Einzelbaumwachstumssimulatoren verwendet werden können.

### **Bestandesausscheidung**

Auch für die Bestandesausscheidung können wichtige Hinweise durch den Einsatz von Fernerkundungsdaten geliefert werden. Bestandeshöhen, Vorausverjüngung, Mitteldurchmesser können zusammen mit Luftbildern in einem mobilen GIS dargestellt und mit einem Feldrechner ins Gelände mitgenommen werden. Durch Informationen zur Bestandesdichte, wie sie mit dem Rasterverfahren bestimmt wurden, kann zudem der Pflegezustand bereits aus den Fernerkundungsdaten beurteilt werden. Damit lässt sich der Aufwand für die Kartierung der Bestände und die Nutzungsplanung deutlich reduzieren. Die Außenarbeiten können auf Schwerpunktgebiete konzentriert werden und dienen vor allem dazu, sich vor Ort einen Überblick zu verschaffen. Darüber hinaus scheint es sinnvoll, zunächst eine automatisierte Bestandesdelinierung durchzuführen, die anschließend vom menschlichen Interpreten korrigiert werden kann (DIEDERSHAGEN 2004, TIEDE et al. 2004)

### **Beurteilung der Anwendungsreife**

Die in diesem Projekt getesteten und entwickelten Methoden scheinen für die Fichtenhochlagenwälder bereits anwendungsreif. Sowohl die Einzelbaumerkennung, als auch die Rastermethode führte dort zu sehr guten Ergebnissen. Für die struktureicheren Bergmischwälder müssen jedoch noch Verbesserungen vorgenommen werden. Insbesondere ist hier eine bessere Anpassung der Algorithmen für die Laubbaumdelinierung notwendig. Damit sind die prinzipiellen Probleme wie Datenmanagement, Datenprozessierung und Algorithmik gelöst. Was jetzt noch fehlt, ist die Detailarbeit. Es gilt Fragen zu klären, wie mit Spezialfällen umzugehen ist und wie die Methoden und Algorithmen optimiert werden können. Auch die Benutzerfreundlichkeit muss verbessert werden. Dazu sind weitere Praxistests für größere Gebiete notwendig. Hierzu bietet es sich an, die Einzelbaumerkennung und die Rastermethode auf die Testgebiete im Nationalpark anzuwenden und anhand von Inventurdaten zu evaluieren. Im nächsten Schritt müssen die Methoden für andere Nationalparke oder Forstbetriebe erprobt, getestet und die Ergebnisse mit herkömmlichen

Methoden verglichen werden. Aufgrund von homogeneren Waldstrukturen (gleichmäßige Baumabstände, ähnliche Baumalter usw.) ist eine geringere Streuung der Parameter zu erwarten, so dass die in dieser Studie erzielten Genauigkeiten noch übertroffen werden sollten.

Für die Anwendung erscheint ein hybrides Vorgehen sinnvoll. Das gilt sowohl für die Sensoren als auch für die Auswertung. Durch Kombination von Laserscanningdaten und digitalen Bildern erhält man durch Struktur- und Spektralinformationen ein sehr gutes Abbild der Realität. Auf Basis dieser Daten lassen sich durch Kombination von Einzelbaumerkennung und Rasterverfahren die besten Ergebnisse erzielen. Das Einsatzfeld der Einzelbaumerkennung sind die älteren Bestände, in denen mit dieser Methode ein Großteil der Bäume mit ihren Eigenschaften erfasst werden können. Die Rastermethode hingegen ist für den Einsatz in Jungbeständen und für die Gewinnung von Informationen über vertikale Bestandesstrukturen auch in Altbeständen geeignet. Durch dieses kombinierte Vorgehen könnte ein Großteil der Informationen, die bislang durch terrestrische Inventuren erhoben wurden, in Zukunft mittels Fernerkundung erfasst werden.

### **Vorteile gegenüber herkömmlichen Betriebsinventuren**

Vorteil von Einzelbaumerkennung und Rasterverfahren ist, dass die Waldoberfläche - also die horizontale Struktur - quasi kontinuierlich abgetastet wird und die Parameterableitung nicht auf wenige Messbäume auf Stichprobenpunkten beschränkt ist. Daraus ergeben sich gewichtige Vorteile gegenüber herkömmlichen Betriebsinventuren, die so konzipiert sind, dass Informationen nur für größere Befundeinheiten möglich sind. Dies hat zur Folge, dass beispielsweise Nutzungsplanungen nur summarisch für diese Befundeinheiten erstellt werden können. Informationen über die Behandlungseinheiten, also die Abteilungen und Bestände, können bei einem Stichprobenraster von 200 m (wie im Nationalpark) nur in Ausnahmefällen gegeben werden, wenn sie sehr groß sind. Und selbst wenn mehrere Inventurpunkte in eine Abteilung fallen, sind die Bestandeskennwerte oft mit einem großen Fehler behaftet. Insbesondere dann, wenn es sich um strukturreiche, gemischte Wälder handelt. Auch der Waldbegang, in dem die einzelbestandesweise Planung durchgeführt wird, kann diese Lücke nicht schließen, beruht er doch vor allem auf Schätzungen. Damit hat das bestehende System eine entscheidende Schwäche: Während die waldbauliche Planung und Umsetzung auf Bestandesebene erfolgt, liefert die Betriebsinventur nur Informationen für große Befundeinheiten. Eine Beurteilung der Waldentwicklung und der Wirkung der Maßnahmen auf Bestandesebene ist mit Betriebsinventuren nicht möglich.

Hier könnten die untersuchten Methoden Abhilfe schaffen. Im Gegensatz zur herkömmlichen Inventur werden mit der Fernerkundung nicht nur Daten auf Stichprobenbasis, sondern flächig gesammelt. Damit ist es möglich, forstliche Parameter nicht nur für größere Straten, sondern auch auf für einzelne Bestände zu erheben. Wie gezeigt, kann die für die meisten Betriebe wesentliche Zielgröße, nämlich die Verteilung des Holzvorrat nach Durchmesserklassen, unterteilt nach Laub- und Nadelbäumen, für jeden Bestand ermittelt werden.

Darüber hinaus bieten sich auch interessante Möglichkeiten für Wiederholungsinventuren an. Mit dem Einzelbaumansatz kann beispielsweise festgestellt werden, wo wieviele Bäume gefällt wurden und wie sich der Zuwachs entwickelt. Mit einem objektorientierten Ansatz, der die Bäume der ersten Befliegung mit den Bäumen der Folgebefliegung verknüpft, gelang es YU et al. (2004) alle in der Oberschicht geernteten Bäume zu erkennen und das Höhenwachstum mit einer Genauigkeit von 5 cm zu messen. Auch für den Rasteransatz liegen bereits Erfahrungen mit Folgeinventuren vor (NAESSET und GOBAKKEN 2005). Damit würde es möglich, Zustandserfassung, Planung und betriebliche Umsetzung besser zusammenzuführen und forstliche Maßnahmen besser zu beschreiben und zu beurteilen.

Gegenüber herkömmlichen Betriebsinventuren ergeben sich die folgenden Vorteile:

- Nur durch Informationserfassung auf Bestandesebene können waldbauliche Maßnahmen adäquat bewertet und gesteuert werden.
- Da die örtliche Verteilung der Holzvorräte bekannt ist, kann eine flexible Nutzungsplanung erfolgen, die auf die jeweiligen Anforderungen des Holzmarktes angepasst werden kann. Insbesondere neue Just-In-Time Produktionssysteme und kurze Lagerzeiten setzen genaue Informationen über die stehenden Vorräte voraus.
- Auch wenn die Forschung erst begonnen hat sich diesem Feld zuzuwenden, lassen die ersten Ergebnisse doch vermuten, dass sich die Fernerkundungsdaten auch hervorragend zur Bewertung der Biodiversität eignen. Gerade hier bringt die kontinuierliche Datenerfassung enorme Vorteile, da erst dadurch das gesamte Lebensraummosaik mit den darauf aufbauenden Wechselwirkungen abgebildet werden kann.
- Positionsabhängige Einzelbaumwuchsmodelle benötigen Informationen über die Verteilung der Bäume. Durch die Verwendung der „Bäume“ aus der Einzelbaumerkennung können vermutlich realitätsnähere Simulationen durchgeführt werden, als wenn die räumlichen Strukturen erst aus Daten der Betriebsinventur erzeugt werden müssen.
- Die Datenerfassung erfolgt innerhalb kürzester Zeit und kann auch für größere Waldgebiete innerhalb eines Tages abgeschlossen werden.
- Die Datenerfassung erfolgt durch geeignete Firmen, eigenes Personal muss nicht oder nur in wesentlich geringerem Umfang vorgehalten werden.
- Da die Datenerfassung zum überwiegenden Teil aus der Luft erfolgt, sind die Kosten unabhängig von der Zugänglichkeit des Waldgebietes. Probleme hinsichtlich Unfallgefährdung können minimiert werden.

Im Gegensatz zu größeren Forstbetrieben, die wie die Landesforstverwaltungen bereits über ein fest eingerichtetes Inventurverfahren verfügen, dürfte sich die Einführung von Verfahren der Fernerkundung im Privatwald einfacher gestalten. Zum einen sind die Holzvorräte im Privatwald außerordentlich hoch und die Nutzungsätze liegen weit unter dem Zuwachs, zum anderen gibt es beispielsweise im Kleinprivatwald von Bayern neben der Bundeswaldinventur keine Erfassung des Waldzustandes. Fernerkundung würde hier also ein Mehr an Informationen liefern, das die Erfassung und Mobilisierung von Holzvorräten im Kleinprivatwald einfacher machen würde. Mit Hilfe von Grundstücksgrenzen der digitalen Flurkarte könnten die Holzvorräte anschließend sogar den einzelnen Waldbesitzern zugeordnet werden. Dies würde es den Forstbetriebsgemeinschaften erlauben, bei geplanten Nutzungen direkt die in Frage kommenden Waldbesitzer anzusprechen und somit aktiv auf Kundenanforderungen reagieren zu können (NÜBLEIN pers. Mitteilung).

### **Nachteile gegenüber herkömmlichen Waldinventuren**

Die Weiterentwicklung der Verfahren wird auf jeden Fall dazu beitragen, dass Waldinventuren im mitteleuropäischen Raum in nicht allzu ferner Zukunft auch vom Flugzeug aus durchgeführt werden, wie dies in Norwegen bereits schon jetzt der Fall ist. Allerdings wird sich ein Teil der für die Wald- und Naturschutzplanung notwendigen Informationen auch in Zukunft nur über terrestrische Inventuren erfassen lassen.

Schwierigkeiten bestehen bei der Erfassung der Baumarten. In der vorliegenden Studie wurden nur Fichte und Buche unterschieden, die allerdings 94 % des gesamten Holzvolumens ausmachen. Obwohl andere Untersuchungen zeigen, dass sich durchaus noch weitere

Baumarten trennen lassen (Abschnitt 6.4.8), wird es wohl nicht möglich sein, alle Baumarten zu differenzieren. Dies ist zwar aus ökologischer Sicht wünschenswert, aus ökonomischer Sicht jedoch nicht notwendig. Ungünstiger ist die Situation in der Vorausverjüngung sowie in der Unter- und Zwischenschicht. Durch Befliegungen im Winter und im Sommer können zwar Laub- und Nadelholzanteile in der jeweiligen Schicht geschätzt werden, eine detailliertere Erfassung der Baumarten scheint hier derzeit nicht absehbar.

Auch das Baumalter kann nicht aus Fernerkundungsdaten bestimmt werden. Allerdings stellt sich bei diesem Parameter die Frage, welche Rolle er in Zukunft bei einer weiteren Zunahme gemischter und strukturreicher Wälder noch spielen wird. Insbesondere bei Wäldern, die natürlich verjüngt werden, können Baumindividuen mit den gleichen Dimensionen ein ganz unterschiedliches Alter aufweisen. Mit der Abkehr von der schlagweisen Wirtschaft verliert das Alter immer mehr an Bedeutung. Darüber hinaus lässt sich das Alter auch abschätzen, wenn Baumhöhe und Standort bekannt sind. Die Fortschreibung des Baum- oder Bestandesalters ist ebenfalls ein gängiges Verfahren.

Auch die Erfassung von Totholz aus Fernerkundungsdaten gestaltet sich schwierig. Stehendes Totholz von stärkerer Dimension ( $> 25$  cm) kann zwar in Luftbildern relativ gut erkannt (BÜTLER und SCHLAEPFER 2004) und auch dessen Höhe gemessen werden, die Bestimmung des Brusthöhendurchmessers ist jedoch meist nicht möglich. Insbesondere ältere, bereits abgebrochene Totholzstümpfe, die von benachbarten Bäumen überwachsen werden, können oft nicht erkannt werden. Noch schwieriger ist die Situation bei liegendem Totholz. Selbst für die großflächig abgestorbenen, gut einsehbaren Bereiche im Nationalpark existieren dafür neben der Stereobildmessung noch keine Methoden. Noch schwieriger ist die Situation in geschlossenen Beständen, in denen, wenn überhaupt, nur die stärkeren Stämme visuell aus den Laserscanningpunktwolken erfasst werden könnten. Eine Ansprache des Zersetzungsgrades unter dem Bestandesschirm ist nicht möglich.

Auch die Holzqualität kann mit Hilfe von Fernerkundungsdaten nur eingeschränkt beurteilt werden. Allenfalls lässt sich der Beginn des Grünastbereiches bestimmen. Diesbezügliche Untersuchungen liegen jedoch bislang nur für die Fichte und Kiefer vor (HOLMGREN und PERSSON 2004). Andere Qualitätsmerkmale lassen sich nicht erkennen.

Auch Schäden können teilweise nicht mit Hilfe flugzeuggetragener Sensoren festgestellt werden. Das gilt sowohl für den Verbiss, als auch für Schäl- und Rückeschäden. Besser stellt sich die Situation bei Windwurf- und Schneebruch sowie Borkenkäferbefall dar.

### **Kombination von Fernerkundung und terrestrischen Inventuren**

Diese Überlegungen zeigen, dass es weder möglich noch sinnvoll ist, terrestrische Inventuren vollkommen durch Methoden der Fernerkundung zu ersetzen. Allerdings könnten durch eine Kombination der Vorteile der jeweiligen Methoden insgesamt effektivere Datenerhebungsverfahren gestaltet werden, die bei gleichen oder geringeren Kosten eine bessere Informationsdichte liefern können. Dabei liegt die Stärke der auf Fernerkundungsdaten basierenden Methoden auf einer flächendeckenden Erfassung wichtiger forstlicher Parameter. Dadurch können detaillierte Informationen für Bestände erhoben werden. Mit konventionellen Methoden müssen weiterhin die oben diskutierten Parameter erfasst werden. Dieses eingeschränkte Parameterset, das vor allem die Verjüngung und liegendes Totholz umfasst, könnte jedoch mit daraufhin optimierten Inventurverfahren aufgenommen werden, so dass der Erfassungsaufwand deutlich sinken sollte. Des Weiteren bleibt es Aufgabe der Inventurtruppe, die notwendige Bodenreferenz zur Kalibrierung der Fernerkundungsdaten zu erfassen.

### **Zukunftsvision „Digitale Forstwirtschaft“**

Die Baumdaten aus der Einzelbaumerkennung könnten damit als digitales Abbild des Waldes zu einem zentralen Bestandteil von forstlichen Informationssystemen werden. Für die Steuerung von Forstbetrieben ergeben sich daraus enorme Möglichkeiten, könnte doch auf den gesamten Bestand an stärkeren Bäumen digital zugegriffen werden. Damit ist nicht nur bekannt, wie hoch Vorrat und Zuwachs im Betrieb sind, sondern auch, wie sich diese Größen im Betrieb verteilen, bis hinunter zum Einzelbaum. Das würde eine große Unterstützung für die örtliche Nutzungsplanung bedeuten, schnell könnte geprüft werden, ob und wo bestimmte Nutzungen realisierbar sind. Um dieses System zu optimieren, sollten auch die Nutzungen am Boden mit einer höheren Genauigkeit erfasst werden als bislang, sei es vollautomatisch über Sensoren an den Erntemaschinen oder mit einem mobilen GIS bei manueller Aufarbeitung.

Durch die realitätsnahe, räumlich korrekte und flächendeckende Abbildung der Baumindividuen bieten die Ergebnisse der Einzelbaumerkennung eine sehr gute Datengrundlage für die Koppelung mit Waldwachstumssimulatoren (PRETZSCH et al. 2002). Damit könnten unterschiedliche Optionen der Waldentwicklung generiert sowie ökonomisch und ökologisch bewertet werden und das viel detaillierter als es auf Basis herkömmlicher Daten möglich ist. Eine genauere Bewertung von Alternativen hätte dann wiederum sichere (bessere) Managemententscheidungen zur Folge, die sich schließlich auch auf den wirtschaftlichen Erfolg auswirken. Obwohl viele der technischen Notwendigkeiten für eine solche „digitale Forstwirtschaft“ bereits existieren, ist es noch ein langer Weg bis zu deren Umsetzung, da die Optimierung und Verknüpfung der Teilkomponenten zu einem praxistauglichen System eine enorme Herausforderung darstellt und eine fundierte Grundlage benötigt (ZHAO et al. 2005). Wenn die Flächengrößen der Betriebe jedoch weiter ansteigen, wird durch geringere Ortskenntnis der Bedarf an Informationen für das tägliche Management weiter zunehmen. Der Einsatz von Informationen aus Fernerkundungsdaten in Kombination mit Geographischen Informations- und Entscheidungsunterstützungssystemen würde dann wesentlich zur Verbesserung der Informations- und Steuerungsprozesse innerhalb von Forstbetrieben beitragen.

Neben dem Einsatz bei Waldinventuren können die mittels Fernerkundung erhobenen Daten auch für weitere Fragestellungen verwendet werden:

### **Erschließungsplanung**

Die Planung von Forststrassen und Rückewegen in schwierigem Gelände kann durch Nutzung des hochgenauen Laserscanning-Bodenmodells vereinfacht werden. Gleichzeitig ist mit dem DTM eine Aktualisierung des Wege- und Rückegassennetzes möglich, wenn diese aufgrund des Bestandesschirms nicht aus Luftbildern erfolgen kann. Darüber hinaus können aus dem Bodenmodell auch detaillierte Befahrbarkeitskarten auf Basis der Hangneigung abgeleitet werden, was besonders im Hochgebirge zu einer Verbesserung der Holzbringung beitragen kann.

### **Kartierung und Monitoring von Schutzwäldern**

Eine wichtige Funktion könnte der Einsatz von Laserscanning bei der Kartierung und dem Monitoring von Schutzwäldern einnehmen. Für die Beurteilung von Sanierungsgebieten werden zum einen Informationen über das Gelände, nämlich Neigung, Exposition, Höhenlage und Rauigkeit benötigt. Informationen, die sich aus einem Laser-DTM mit einer hohen Genauigkeit ableiten lassen. Damit können problematische Hänge leicht identifiziert und charakterisiert werden. Durch eine Wiederholung der Befliegung könnten zudem Hangbewegungen und Erosionsvorgänge erkannt und quantifiziert werden, so dass Fehlentwicklungen schnell erkennbar sind. Zum anderen fließen Informationen zum Waldzustand und hier vor allem Beschirmung, Alter, Baumartenzusammensetzung, Lücken,

Schäden horizontale und vertikale Struktur sowie Verjüngung in die Beurteilung ein (BLASCHKE und FELBERMEIER 2003). Bis auf Alter und die genaue Zusammensetzung nach Baumarten könnten alle Informationen zum Waldzustand mit den in dieser Studie getesteten Methoden erfasst werden.

## **8.3 Fragestellungen für die weitere Forschung**

### **8.3.1 Methodik**

#### **Verbesserung der Einzelbaumerkennung**

Während die Algorithmen zur Einzelbaumerkennung bei Nadelbäumen bereits zu guten Ergebnissen führen, müssen sie für Laubbaumbestände noch verbessert werden. Insbesondere ist es notwendig, die Anzahl der falsch erkannten Bäume zu reduzieren und die Erkennungsrate insgesamt zu erhöhen. Ein Ansatz für die bessere Erfassung von Laubbäumen könnte z.B. die Nutzung von Daten im laublosen Zustand sein, da die Stämme, bzw. die Astkonzentration im unteren Kronenbereich deutlich sichtbar sein sollte. Durch eine gleichmäßigere Verteilung der Messpunkte sollten sich die Resultate ebenfalls verbessern. Darüber hinaus sollten Verfahren entwickelt werden, um die nicht erkannten Bäume in der Unter- und Zwischenschicht abzuschätzen. Dazu bietet sich vor allem die Parametrisierung einer Weibullfunktion, aber auch die Schätzung auf Basis der in dieser Arbeit durchgeführten logistischen Regression an.

#### **Verbesserung der Rastermethode zur Ermittlung von Bestandeskennwerten**

Eine Voraussetzung für die großflächige Anwendung der Rastermethode in Mischbeständen ist eine Einteilung der Rasterzellen nach Baumartengruppen. Erst dadurch können die forstlichen Kennwerte mit hoher Genauigkeit geschätzt werden. Die automatisierte Aufteilung der Rasterzellen in diese Klassen ist jedoch bislang nicht möglich und müsste in weiteren Forschungsarbeiten gelöst werden. Darüber hinaus gilt es zu prüfen, ob die Methode auch auf Jungbestände angewendet werden kann. Die skandinavischen Studien zeigen zwar, dass dies prinzipiell möglich ist, für mitteleuropäische Wälder wurde diese Frage jedoch noch nicht beantwortet.

#### **Optimierung der Bodenreferenz**

Ein weiterer Schwerpunkt für zukünftige Forschungsaktivitäten sollten auf Untersuchungen zur Optimierung der Bodenreferenz liegen. Sowohl für die Einzelbaumerkennung als auch für die Rastermethode ist eine mehr oder weniger umfangreiche Bodenreferenz zur Etablierung der funktionalen Zusammenhänge notwendig. Hier muss geklärt werden, wie umfassend diese Bodenreferenz sein muss, wie sie in den Untersuchungsgebieten verteilt und wie sie stratifiziert sein muss, um die Kosten bei einer möglichst guten Absicherung der Ergebnisse minimieren zu können. Fraglich ist auch, inwieweit sich die im Untersuchungsgebiet gefundenen Zusammenhänge auf andere Untersuchungsgebiete übertragen lassen bzw. von welchen Faktoren dies abhängig ist. Gelten die gefundenen Zusammenhänge nur für die aktuelle Befliegung oder können sie auch bei Folgeinventuren eingesetzt werden und wenn ja, was sind die Voraussetzungen dafür? Können die Ergebnisse auf Fichten- und Buchenbestände in ganz Bayern übertragen werden oder sind sie beispielsweise auf einzelne Wuchsgebiete beschränkt?

#### **Großflächige Tests**

Bisher wurden die Algorithmen vor allem auf kleinen Testflächen ausprobiert und evaluiert. Tests für größere Untersuchungsgebiete stehen, abgesehen von den norwegischen und schwedischen Untersuchungen, bislang noch aus. Erst dadurch ist es möglich Erfahrungen darüber zu sammeln, wie gut sich die Verfahren tatsächlich für eine Anwendung in der Praxis

eignen bzw. welche Probleme dafür noch gelöst werden müssen. Auch sind diese großflächigen Tests, verbunden mit großflächigen Evaluationen der Ergebnisse notwendig, um eine höhere Akzeptanz für den Einsatz dieser Verfahren in Waldnationalparks oder Forstbetrieben zu erreichen.

### **Eignung von Laserscannersystemen und Systemparametern für die Vegetationserfassung**

Zur Optimierung des Einsatzes von Laserscannern zur Erfassung von Vegetationsstrukturen ist es sinnvoll, ausführliche Tests verschiedener Sensorsysteme und Systemeigenschaften durchzuführen. Dabei sollten die Fragen nach der optimalen Flughöhe, Scanwinkel, Footprint, Messpunktdichte, Energie und günstigster Jahreszeit untersucht werden. Eine für Mitteleuropa wichtige Frage ist hier vor allem, welche Systemeigenschaften für den Einsatz in Laubbaumgebieten am besten geeignet sind, um eine ausreichende Durchdringungsrate zur Erfassung der vertikalen Struktur zu erzielen. Auch die Möglichkeiten von Full-Waveform-Sensoren für die Vegetationserfassung sollte genauer untersucht werden.

### **Entwicklung kostengünstigerer Sensorsysteme und Plattformen**

Die Weiterentwicklung der Sensoren hat bereits in den letzten Jahren dazu geführt, dass zum einen die Informationsdichte ständig weiter erhöht und zum anderen die Kosten gesenkt wurden. So stieg die Pulsfrequenz immer weiter an, gleichzeitig gelang es immer mehr Informationen aus einem Impuls zu extrahieren. Konnte Anfang des Jahrzehnts nur der erste oder der letzte Impuls aufgezeichnet werden, ist es mittlerweile möglich bis zu 5 Impulse abzuleiten und gleichzeitig deren Intensität zu registrieren. Die neueste Entwicklung sind die sog. Full-Waveform-Scanner, mit denen es möglich ist den kompletten Signalverlauf aufzeichnen, so dass die Informationsdichte weiter erhöht werden kann. Durch diese Entwicklungen konnte die Flughöhe bei gleichbleibender Punktdichte kontinuierlich gesteigert werden, was wiederum die Streifenbreite am Boden vergrößert und damit zur Kostenreduktion führte. Ein wesentlicher Kostenfaktor ist auch die Systemplattform. Die bisher eingesetzten bemannten Fluggeräte sind sehr teuer. Durch die Entwicklung kleiner, unbemannter Systeme könnten die Datengewinnungskosten drastisch gesenkt werden. Reduzierte Kosten bei gleichzeitig weiter steigender Informationsdichte werden im Laufe der Zeit dazu führen, dass die Lasersysteme gegenüber herkömmlichen Verfahren immer konkurrenzfähiger werden. Als Beispiel dafür kann das Pegasus-Projekt aufgeführt werden. Ziel dieses Projektes ist es, ein unbemanntes Flugzeug (UAV) zu entwickeln, das in Höhen von 14 bis 20 km operiert und mit einer Digitalen Kamera, einer Thermalkamera, einem Laser- und einem Radarsensor (X-Band) ausgestattet werden soll. Der operationelle Einsatz soll bereits 2007 beginnen (EVERAERTS et al. 2003)

### **Verbesserung der Oberflächenmodellierung aus Bilddaten**

Die Verwendung von digitalen Bildern hat ein großes Potenzial für die Erstellung von Oberflächenmodellen. Ein Ziel sollte es deshalb sein, durch Verbesserung der Bildkorrelation und der Filterung die Modellierung von Nadelbaumoberflächen zu optimieren. Damit könnten hochgenaue Oberflächenmodelle erzeugt werden, die ebenso für die Einzelbaumerkennung verwendet werden könnten wie Oberflächenmodelle aus Laserscanning. Dabei liegt der Vorteil der Nutzung digitaler Luftbilder darin, dass die Landesvermessungsverwaltungen in den nächsten Jahren zu digitalen Befliegungen übergehen und damit kostengünstige landesweite Datensätze vorliegen werden. Diese könnten dann gezielt für Zwecke der Waldinventur genutzt werden.



## 8.3.2 Weitere Anwendungsbereiche

### Monitoring der Biodiversität

Während die Forschungen in der vergangenen Dekade ihren Fokus vor allem auf die Anwendbarkeit von Lasersensoren für die Waldinventur hatten, sollten in Zukunft auch Aspekte der Erfassung von Biodiversität im Vordergrund der Forschungsaktivitäten stehen. Aufgrund der flächigen 3D Erfassung von Waldstrukturen ergeben sich neue Möglichkeiten zur Abbildung floristisch und faunistisch bedeutsamer Habitatfaktoren. Auch Bodenstrukturen, die für die Vielfalt im Ökosystem eine große Rolle spielen, lassen sich, zumindest mit einer Winterbefliegung, sehr genau abbilden. Damit könnte es gelingen, weitaus bessere Karten der Habitatqualität zu generieren, als das auf Basis der bestehenden Forsteinrichtungsdaten möglich ist. Auf Basis dieser Informationen sollte untersucht werden, inwieweit sich Vorkommen, Häufigkeit und Reproduktionserfolg verschiedener Arten vorhersagen lassen. Das wiederum würde es ermöglichen, Veränderungen im Lebensraum Wald mit Relevanz für die Artenvielfalt sehr schnell zu erkennen und gezielte Gegenmaßnahmen einzuleiten. Bisher liegen hierzu nur wenige Studien vor (BLASCHKE et al. 2004), so dass sich Möglichkeiten und Restriktionen noch nicht im Detail abschätzen lassen. Zwei Beispiele dafür sind die Modellierung des Reproduktionserfolges bei der Blaumeise (*Parus Major*) (HILL et al. 2003) und Habitatuntersuchungen für Waldmäuse (SATO et al. 2003). Laserscanning in Kombination mit optischen Sensoren könnte damit zu einem viel umfassenderen Instrument der Nachhaltigkeitskontrolle werden, als das mit herkömmlichen Methoden der Fall ist und beispielsweise auch für das Monitoring von Gebieten, die nach der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der Europäischen Gemeinschaft geschützt sind eingesetzt werden. Hier bietet sich der Einsatz der Fernerkundung für drei verschiedene Fragenkomplexe an: 1. Kartierung der Lebensraumtypen, 2. Monitoring des Erhaltungszustandes der Lebensraumtypen 3. Monitoring der Habitateignung für verschiedene Arten. Es ist hier zu erwarten, dass durch die Verwendung von Laserscanning und Digitalen Kameras weitaus bessere Ergebnisse erzielt werden können als mit SPOT und ASTER Satellitendaten, wie sie in bisherigen Studien, beispielsweise von KLEINSCHMIT et al. (2006), eingesetzt wurden.

### Forstwissenschaftliche Forschung

Auch für die forstliche Forschung eröffnet der Einsatz des Laserscannings neue Anwendungsfelder. So ist es durch die flächendeckende Erfassung möglich, die Dynamik der Wälder besser zu beschreiben und zu verstehen. Mit den vorgestellten Methoden können beispielsweise Lücken sehr genau festgestellt werden. Damit ist es möglich die Dynamik der Lückensysteme von Wäldern großflächig zu untersuchen und bewirtschaftete Wälder mit nicht bewirtschafteten zu vergleichen. Gleiches gilt auch für die Konkurrenz zwischen Baumarten, die sich automatisiert auf Landschaftsebene analysieren lässt. Auch Wachstumsvorgänge können durch den Einsatz von Laserscannern exakt beschrieben werden. So ist es mit dem Einzelbaumansatz möglich, Höhenwachstumsvorgänge mit einer sehr großen Genauigkeit auf Landschaftsebene zu untersuchen. Insbesondere die Erfassung des Leaf-Area-Indizes und der 3D-Verteilung der Nadel- und Blattbiomasse bietet die Möglichkeit, Stoffflüsse (Energie, Wasser, Nährstoffe) im Ökosystem besser verstehen und modellieren zu können als das bislang der Fall ist. In Kombination mit Hyperspektralscannern, mit denen Chlorophyllkonzentrationen in Blattorganen bestimmt werden können, bietet sich Laserscanning auch hervorragend dazu an, den Gesundheitszustand der Wäldern zu beobachten, was die bisherigen Verfahren zur Ansprache von Waldschäden verändern könnte (SOLBERG et al. 2004).

## 9 ZUSAMMENFASSUNG

Aufgrund der rasanten technologischen Entwicklung im Bereich der Sensorik sowie der Computerhard- und -software haben sich in den letzten Jahren neue Möglichkeiten zur Erforschung von Wäldern ergeben. Zielrichtung der aus der High-Tech-Offensive Bayern geförderten Projekte im Nationalpark Bayerischer Wald war es deshalb, die Erforschung von Waldökosystemen mit neuen Methoden zu fördern. Im Teilprojekt „Innovative Methoden zur Erfassung von Waldstrukturen“, das in diesem Bericht vorgestellt wird, wurde der Schwerpunkt auf Einsatzmöglichkeiten von Fernerkundungssensoren bei Waldinventuren gelegt. In diesem Bereich war die technologische Entwicklung der letzten Jahre Wegbereiter für neue Anwendungsmöglichkeiten der Fernerkundung. Zum einen liefern neue Sensoren immer detailliertere Abbildungen der Realität. Gerade aktive Sensoren wie Laserscanner, deren Messimpulse durch die Bestandesoberfläche dringen können, scheinen für den Einsatzbereich im Wald besonders geeignet. Zum anderen werden immer mehr automatisierte, computergestützte Verfahren zur Auswertung dieser Daten entwickelt, die die herkömmliche Datenerfassung auf Basis der visuellen Bildinterpretation Zug um Zug ersetzen werden. Auch zur Beantwortung forstlicher Fragestellungen wurden in den letzten Jahren neue Algorithmen entwickelt, die auf den Daten der neuen Sensoren ansetzen.

Zielstellung dieses Projekts war es sowohl die Genauigkeit verschiedener Sensoren für die Erfassung der Bestandeshöhe zu untersuchen als auch die Ergebnisse verschiedener Algorithmen für forstliche Fragestellungen zu evaluieren. Als Voraussetzung für diese Untersuchungen wurde im ersten Schritt der sogenannte Datenpool „Fernerkundung“ aufgebaut, das heißt, die verschiedenen Daten wurden systematisiert und georeferenziert, so dass eine flexible, vergleichende Datenanalyse möglich ist. Im zweiten Schritt wurde die Genauigkeit der verschiedenen Sensoren für die Erfassung von Boden- und Bestandesoberflächen untersucht. Anschließend wurden vielversprechende Methoden zur Delinierung und Parameterableitung von Einzelbäumen getestet und auf Basis von am Boden erhobenen Daten bewertet. Im letzten Schritt standen die Einsatzmöglichkeiten von Methoden auf Bestandes- bzw. Rasterzellenebene im Mittelpunkt der Untersuchungen. Zusätzlich wurde ein Verfahren zur Regionalisierung dieser Ergebnisse entwickelt.

### 9.1 Aufbau eines Testgebietes für Fernerkundungssensoren

Die Datenerhebung wurde auf vier Testgebieten mit einer Gesamtfläche von 3.000 ha im Nationalpark Bayerischer Wald durchgeführt. Die Testgebiete umfassen alle charakteristischen Waldgesellschaften (Hochlagenfichtenwald, Bergmischwald, Aufichtenwald) und liegen sowohl in der Natur- als auch der Entwicklungszone.

In den Testgebieten wurden die folgenden Datenschichten erhoben:

#### **Fernerkundungsdaten**

Im Jahre 2002 wurde eine Laserscannerbefliegung im Mai vor Laubaustrieb sowie Anfang September bei voller Laubentfaltung mit dem Sensor TopoSys II durchgeführt. Die Messpunktdichte der Frühlingsbefliegung betrug fünf und die der Sommerbefliegung zehn Punkte je Quadratmeter. Zusammen mit der Laserscannerbefliegung wurde auch ein optischer Zeilenscanner mit einer Bodenauflösung von 0,5 m eingesetzt. Dabei wurden vier Farbkanäle rot, grün, blau und nahes Infrarot aufgezeichnet.

Zeitgleich zur Laserscannerbefliegung im September 2002 fand auch eine Befliegung mit interferometrischem Radar (InSAR) statt. Sie wurde mit dem E-SAR-System des Deutschen

Zentrums für Luft- und Raumfahrt durchgeführt. Dabei wurden X-, P- und L-Band in verschiedenen Polarisationen aufgezeichnet. Eine weitere Befliegung zur Erfassung des L-Bandes fand im Jahr 2003 statt. Mit dem InSAR wurde nur das Testgebiet C befliegen.

Zusätzlich fanden während der Laufzeit des Projektes verschiedene Luftbildbefliegungen statt. Im Frühling 2002 wurde eine Befliegung im Testgebiet B mit einer Bodenauflösung von 3,5 cm sowohl mit Farbinfrarot- als auch mit Farbbildnegativfilm durchgeführt. Darüber hinaus stand dem Projekt das umfangreiche Luftbildarchiv der Nationalparkverwaltung zur Verfügung. Insgesamt wurden, im Nationalpark beginnend im Jahr 1980, in 19 Jahren Befliegungen in Auftrag gegeben, seit 1988 fanden sie im jährlichen Turnus statt. Es handelt sich in allen Jahren um Farbinfrarot-Aufnahmen in einem Maßstab zwischen 1 : 10.000 und 1 : 15.000.

Im Juni 2003 fand zusätzlich eine Befliegung mit der Digital Mapping Camera (DMC) von ZI/Imaging statt. Dabei wurde im Testgebiet B ein Befliegungsmaßstab von 1 : 5.000 und in den anderen Testgebieten von 1 : 9.000 erreicht. Im September 2004 wurde eine weitere Befliegung des gesamten Nationalparkgebietes im Maßstab 1 : 18.000 mit der DMC durchgeführt.

### **Bodenreferenz**

Zur Verifikation der Fernerkundungsdaten wurde eine umfangreiche Bodenreferenz durch terrestrische Aufnahmetrupps erhoben. Im Rahmen des Projektes wurde eine Überprüfungsstrategie entwickelt, die aus vier Komponenten besteht und auf die unterschiedliche räumliche Auflösung der Daten und Fragestellungen abgestimmt ist:

**Inventurpunkte:** Aufnahmepunkte der permanenten Stichprobeninventur mit konzentrischen Probekreisen und einer Fläche von jeweils 500 m<sup>2</sup>. Der Probekreismitelpunkt ist mit einer Lagegenauigkeit von besser als 5 m eingemessen. Sie dienen zur Analyse des Einflusses verschiedener Waldstrukturen auf die Bestandeshöhenermittlung mit Fernerkundungssensoren. Darüber hinaus können sie für die Beurteilung der Schätzgenauigkeit von forstlichen Kenngrößen auf Ebene der Testgebiete eingesetzt werden.

**Referenzflächen:** Dauerbeobachtungsflächen von 0,1 bis 0,4 ha Größe, auf denen alle Bäume höher 5 m mit einer Positionsgenauigkeit von weniger als 5 cm erfasst wurden. Sie dienen der Überprüfung der hochauflösten Laserscanningdaten und der Einzelbaumerkennung.

**Referenzbestände:** Nach Höhe, Dichte und Baumartenzusammensetzung homogene Bestände mit einer Größe von mehr als 0,4 ha. Zur Überprüfung der Genauigkeiten von Radardaten und digitalen Bildern bei der Bestandeshöhenmodellierung.

**Waldentwicklungsstadienkartierung:** Flächendeckende Bestandeskartierung nach Waldentwicklungsstadien im Rahmen der Waldinventur. Sie dient zur Überprüfung der Waldentwicklungsstadienkartierung aus Fernerkundungsdaten.

## **9.2 Höhenmessgenauigkeit der verschiedenen Sensoren**

### **Genauigkeit des Bodenmodells**

Für die Überprüfung der Messgenauigkeit der Bodenoberfläche wurden Bodenpunkte durch terrestrische Messungen auf den Referenzflächen hochgenau bestimmt und mit dem aus Laserscanningdaten erstellten digitalen Bodenmodell verglichen. Während die Bodenmodelle

im Winter nur ca. 3 cm zu hoch lagen, waren es im Sommer aufgrund der Entfaltung der Bodenvegetation und der geringeren Durchdringungsrate 8 cm. Dabei bewegte sich die durchschnittliche Abweichung auf den einzelnen Referenzflächen in einem Rahmen zwischen  $-0,31$  und  $+0,38$  m. Größere Abweichungen konnten auf Messungenauigkeiten bei den terrestrischen Aufnahmen zurückgeführt werden. Die Standardabweichung der Modelle lag im Winter bei  $0,24$  und im Sommer bei  $0,28$  m.

Zur Generierung des DTM aus den Radardaten wurde das P-Band verwendet. Da die Auflösung des P-Band-DTM nur 5 m betrug, war es nicht möglich, die Evaluierung anhand der kleinen Referenzflächen durchzuführen. Aufgrund der hohen Genauigkeit des aus Laserdaten abgeleiteten DTM wurden deshalb Höhendaten aus der Laserscannerbefliegung als Referenzhöhen verwendet. Als Ergebnis wich das P-Band-DTM zwischen  $-20$  und  $+30$  m von dem Laser-DTM ab. Die negativen Abweichungen wurden auf Wiesenflächen festgestellt. Die negativen Abweichungen hängen mit einer schlechten Rückstreuung zusammen, die eine schlechte Kohärenz zur Folge hat. Die positiven Abweichungen können auf die Abhängigkeit der Eindringtiefe der P-Bandwellen von der Bestandeshöhe bzw. der Biomasse zurückgeführt werden. Ab einer Bestandeshöhe von ca. 20 - 30 m vermag das P-Band nicht mehr bis auf den Boden vorzudringen, sondern wird durch stärkere Baumstrukturen bereits vorher gestreut. Dabei besteht ein Zusammenhang in Form einer Potenzfunktion. Demgegenüber konnte keine Abhängigkeit des P-Band-DTM von der Geländeneigung festgestellt werden.

### **Messgenauigkeit der Bestandeshöhe**

Zur Bestimmung der Messgenauigkeit von Baumhöhen aus Laserscanningdaten stand ein Datensatz von 3055 Bäumen zur Verfügung. Davon konnten 1001 Bäume eindeutig in den Laserscanningdaten identifiziert werden. Im Mittel wurde die Baumhöhe um  $-0,53$  m unterschätzt. Die Standardabweichung betrug  $1,24$  m. Der Mittelwert der absoluten Differenzen lag bei  $1,01$  m, deren Standardabweichung bei  $0,9$  m. Dabei war die Unterschätzung der Baumhöhen bei den Nadelbäumen mit  $-0,74$  m stärker ausgeprägt als bei den Laubbäumen ( $-0,37$  m). Im Gegenzug war die Standardabweichung bei den Laubbäumen ( $1,43$  m) größer als bei den Nadelbäumen ( $1,25$  m). Die Korrektur der Höhenabweichungen wurde mit Regressionsmodellen durchgeführt, die ein Bestimmtheitsmaß von  $0,99$  erreichten. Die Ergebnisse zeigen, dass die Höhenmessgenauigkeit zumindest der von herkömmlichen forstlichen Methoden entspricht, einige Indizien deuten sogar darauf hin, dass sie besser ist.

Da geometrische Auflösung (5 m) und Eigenschaften der Radardaten im Gegensatz zu Laserscanningdaten nicht für eine Abbildung der Einzelbäume ausreichen, konnte die Überprüfung der Genauigkeit nicht mit Hilfe der relativ kleinen Referenzflächen erfolgen, sondern musste auf Bestandesebene durchgeführt werden. Aufgrund der nachgewiesenen guten Messgenauigkeit der Laserscanningdaten wurde diese als Referenz für die Radardaten verwendet. Insgesamt fand die Überprüfung anhand von 34 homogenen Referenzbeständen mit einer Größe zwischen  $0,4$  und  $6,0$  ha statt. Es zeigte sich, dass die aus der Differenz zwischen X-Band und Laser-DTM berechneten Bestandeshöhen die Referenzhöhen im Durchschnitt um etwa 35 % unterschätzen. Auch konnte eine direkte Abhängigkeit dieser Abweichung von der Bestandesdichte nachgewiesen werden. Demnach ist in locker bestockten Bereichen eine größere Eindringtiefe des X-Bandes zu erwarten als in dichten Beständen. Für das Bestandeshöhenmodell aus der Differenz von X-Band und P-Band konnte eine Kombination der individuellen Fehlerquellen von X- und P-Band nachgewiesen werden. Zum einen führt eine zunehmende Bestandeshöhe zu einem linearen Fehler des X-Bands (Unterbestimmung des Oberflächenmodells), zum anderen wirkt sich eine Zunahme der Bestandeshöhe im P-Band als Überbestimmung des Bodenmodells in Form einer Potenzfunktion aus. Daraus resultiert bei Kombination beider Höhenmodelle eine zunehmende Unterbestimmung der Bestandeshöhe mit

zunehmender Bestandeshöhe. Darüber hinaus wurde ein drittes Bestandesmodell aus den Radardaten berechnet. Dieses „Random Volume over Ground“ (RVoG) Model basiert nicht nur auf der interferometrischen Phase, sondern auf der interferometrischen Kohärenz mit Phase. Bei der Invertierung wird direkt die Bestandeshöhe abgeleitet, so dass keine Ausgleichsfunktion notwendig ist. Für die bestandesweite Betrachtung konnten mit diesem Modell vergleichsweise gute Ergebnisse (Bestimmtheitsmaß 0.7) erzielt werden. Bei Beständen unter 20 m kam es zu einer Überbestimmung der Bestandeshöhe. Auffallend war, dass lokal keine Übereinstimmung zwischen diesem Modell und den Laserscanningdaten erzielt werden konnte. Erst bei der Betrachtung einer größeren Fläche glichen sich diese Unterschiede aus.

Auch aus den Luftbildern der Digital Mapping Camera (DMC) wurde durch Bildkorrelation und robuste Filterung ein Oberflächenmodell abgeleitet. Das für die Analyse verwendete Bestandeshöhenmodell wurde durch Subtraktion des Laser-DTM abgeleitet. Für die Evaluation der Ergebnisse wurde das gleiche Verfahren angewendet wie bei den Radardaten. Insgesamt konnte eine sehr gute Übereinstimmung zwischen dem Photo-DCM und den Referenzdaten festgestellt werden. Allerdings wurden die Höhen zwischen 8 und 12 % unterschätzt. Eine Abhängigkeit von Bestandesdichte und Höhenmessgenauigkeit konnte hier nicht festgestellt werden. Auch zeigte sich ein Unterschied zwischen Laub- und Nadelbaumbeständen. Während die Oberfläche der Laubbaumbestände mit der gleichen Messgenauigkeit wie bei den Laserscanningdaten, modelliert werden konnte, wurden die Nadelbaumbestände unterschätzt. Eine genauere Analyse der Daten ergab, dass sowohl die Gipfel der Nadelbäume als auch die „Täler“ dazwischen durch den Algorithmus abgeschnitten wurden.

### 9.3 Delinierung und Parameterableitung von Einzelbäumen

In der vorliegenden Studie wurden drei verschiedene Methoden zur Delinierung von Einzelbäumen untersucht: Template Matching auf Basis von optischen Daten, Multiresolution Segmentation Basis von optischen- und Laserdaten und Watershed-Algorithmen, die ausschließlich Laserdaten nutzen.

#### Template Matching

Beim Template Matching handelt es sich um eine Bildverarbeitungstechnik, bei der eine Bibliothek von Modellbäumen mit allen möglichen Baumpositionen in einem digitalen Bild kreuzkorreliert wird. Durch Nutzung eines dreidimensionalen Baummodells können Veränderungen des Blickwinkels und des Sonnenstandes berücksichtigt werden. Die Untersuchungen wurden in den Hochlagenfichtenwäldern des Nationalparks durchgeführt. Als Datengrundlage wurden Orthophotos aus der Farbinfrarot-Luftbildbefliegung von 2001 mit einer Bodenauflösung von 0,2 m verwendet. An einem Trainingsbestand wurden zunächst Sensitivitätsanalysen vorgenommen, um den Einfluss verschiedener Parametereinstellungen der Modellbäume zu untersuchen. Nach Optimierung der Einstellungen wurde die Methode auch auf zwei weitere Testbestände angewendet. Als Ergebnis konnten in dem Trainingsbestand 82,6 % der am Boden gemessenen Bäume und 89,0 % des Holzvolumens erkannt werden. In den Testbeständen waren es 67,3 und 72,2 % der Bäume bzw. 76,8 und 82,2 % des Holzvolumens. Weniger gut waren die Ergebnisse zur Schätzung der Kronenradien und Baumhöhen. Auch in Laubbaumbeständen war es nicht möglich, sinnvolle Resultate zu erzielen.

#### Fractal Net Evolution Algorithm

Im nächsten Schritt wurde ein Verfahren zur Einzelbaumdelinierung mit der kommerziellen, objekt-basierten Bildverarbeitungssoftware eCognition entwickelt. Diese vereinigt zwei Funktionen: Segmentierung der Daten und Modellierung von Objektbeziehungen. Letztere

erlauben es, Expertenwissen über die Objekte in die Klassifizierung eines Bildes einzubeziehen. Das mit eCognition entwickelte Protokoll wurde anhand von fünf verschiedenen Referenzflächen getestet. Insgesamt konnten 42,8 % der Nadelbäume und 62,4 % der Laubbäume erkannt werden. In der Oberschicht der Nadelbaumaltbestände waren es 63 bis 77 % und in der Oberschicht der Laubbaumaltbestände 76 bis 84 % d. Mit 10 % wurde aber auch ein sehr hoher Anteil falsch erkannter Bäume festgestellt. In Laub- und Mischwaldflächen erreichte dieser Wert sogar bis zu 25 %. Aufgrund einer ungenauen Delinierung der Kronen - meist wurden nur die Baumspitzen erfasst - wiesen auch die aus den Laserdaten abgeleiteten Baumhöhen vergleichsweise große Fehler auf. So erreichte das Bestimmtheitsmaß für die Schätzung der Baumhöhen nur einen Wert von 0,73, der RMS-Fehler lag bei 3,64 m. Als weiterer Schwachpunkt der Methode gelang es nicht, ein Protokoll zu erstellen, das ohne Modifikationen auf alle Bestandestypen angewendet werden konnte.

### **Watershed Algorithmen**

Bei den zwei getesteten Algorithmen handelt es sich um Watershed-Algorithmen, die auf der Verwendung von Laserscanningdaten basieren. Dabei wird im ersten Schritt das Bodenmodell vom Oberflächenmodell abgezogen, so dass ein Bestandesmodell entsteht. Im zweiten Schritt werden dort die lokalen Maxima gesucht und deren Einzugsgebiet berechnet. Anschließend werden jeweils verschiedene Funktionen angewendet, die entscheiden, welche Maxima tatsächlich Bäumen entsprechen und die über geometrische Beschränkungen zu einer möglichst optimalen Delinierung der Bäume führen. In die Untersuchungen wurden 2575 Bäume aus insgesamt 28 verschiedenen Referenzbeständen einbezogen. Mit den beiden Algorithmen konnten 68,9 bzw. 76,9 % der Bäume in der Oberschicht erkannt werden. Das entspricht 74,7 bzw. 85,2 % des am Boden bestimmten Holzvolumens. Die Ergebnisse in Nadelwaldbeständen waren besser als in Laubwaldbeständen. Negativ wirkten sich falsch erkannte Bäume aus. Ihr Anteil lag bei 2,9 % bzw. 5,4 %.

Über multiple Regressionsgleichungen wurden Baumhöhe, Kronendurchmesser, Brusthöhendurchmesser und Einzelstammvolumen aus der Höhe und dem Kronenradius der mittels Laserscanning delinierten Bäumen bestimmt. Dabei wurden gute Ergebnisse erzielt. So lag der RMS-Fehler für die Baumhöhenbestimmung bei rund 3 bis 4 % der Baumhöhe. Bei den Kronenradien schwankten die Werte zwischen 10 und 17 %. Allerdings war die Streuung der Residuen bei der Schätzung des Kronenradius nicht gleichmäßig über den Wertebereich verteilt. Es konnte vielmehr eine Überschätzung der Kronen kleiner Bäume und eine Unterschätzung von Kronen großer Bäume festgestellt werden. Diese Tendenz war besonders bei den Laubbaumkronen ausgeprägt. Auch der Brusthöhendurchmesser konnte mit einem Fehler von 11 bis 15 % sehr gut aus den Laserscanningdaten geschätzt werden. Bei der Bestimmung des Einzelstammvolumens war der Fehler mit Werten um 30 % etwas größer. Auch für die Bestimmung der Einzelbaumparameter waren die Ergebnisse bei den Nadelbäumen besser als bei den Laubbäumen.

Mit den Regressionsgleichungen konnten 78,5 bzw. 93,3 % des Holzvorrates aller im Gelände gemessenen Bäume bestimmt werden. Auf Grundlage der forstüblichen Stärkeklassen (5 cm Stufen) wurde das aus den Laserscanningdaten bestimmte Einzelbaumvolumen auf die Durchmesserklassen verteilt und mit den terrestrischen Werten verglichen. Hier konnte bei den Nadelbäumen eine sehr gute Übereinstimmung der beiden Verteilungen erzielt werden. Nur die kleinen Durchmesser wurden unterbestimmt, da diese Bäume nicht mit den Laserscanningdaten erkannt werden konnten. Bei den Laubbäumen trat eine Unterbestimmung bei den Durchmessern über 60 cm auf, gleichzeitig waren die mittleren Durchmesserklassen etwas höher ausgestattet, als das aus den Bodendaten zu erwarten gewesen wäre.

Grundlage für die Unterscheidung zwischen Laub- und Nadelbäumen waren die Kronenpolygone, die mit den Watershed-Algorithmen erzeugt wurden. Für jedes Kronenpolygon wurden verschiedene Merkmale abgeleitet. Dies geschah sowohl auf Basis der Laserscanningdaten als auch auf Basis der digitalen Bilder. Anschließend wurden mit Hilfe dieser Merkmale eine überwachte und unüberwachte Klassifikation durchgeführt. Nach der Klassifikation wurde die Zuordnung der Kronenpolygone mit Hilfe der Bodendaten von sieben Referenzflächen überprüft. Dabei konnten mit 97 % die besten Klassifikationsergebnisse aus den Laserscanningdaten der Winterbefliegung erzielt werden. Für die Sommerbefliegung lag die Klassifikationsgenauigkeit für die digitalen Bilder bei 91 % und für die Laserscanningdaten bei 80 %.

## **9.4 Erfassung forstlicher Parameter auf Rasterzellen- und Bestandesebene**

### **Erfassung von Totholzflächen**

Die Erfassung der durch den Buchdruckerbefall entstandenen Totholzflächen erfolgte bisher über visuelle Auswertung von Farbinfrarot-Luftbildern. Mit Hilfe der Software zur objektorientierten Bildanalyse eCognition konnte ein teil-automatisiertes Verfahren für diesen Zweck entwickelt werden. Zur Überprüfung des Klassifikationsergebnisses wurde ein Testgebiet klassifiziert und das Ergebnis mit Resultaten des bisherigen Verfahrens verglichen. Zusätzlich wurden die Klassifikationsergebnisse zwei aufeinander folgender Jahre verglichen. Das Ergebnis wurde mit Methoden des Accuracy Assessment“ überprüft. Bei der Klassifizierung der Totholzflächen konnte eine Gesamtklassifikationsgenauigkeit von 91,5 % erreicht werden. Die Genauigkeit und der Detailliertheitsgrad des neu entwickelten Verfahrens ist der bisherigen, auf der visuellen Interpretation mit einer Stereoworkstation beruhenden Methode deutlich überlegen. Als Problem erwies sich jedoch die ungenügende Lagegenauigkeit der zugrundeliegenden Orthophotos, die eine Analyse der Veränderungen über mehrere Zeitschritte (change detection) nicht erlaubte. Für eine praktische Umsetzung des Verfahrens ist es deshalb notwendig, dass die Orthophotos der verschiedenen Aufnahmezeitpunkte lagegenau aufeinander passen. Bei der Erstellung neuer Orthophotos konnte diese Forderung umgesetzt werden.

### **Erfassung von forstlichen Bestandeskennwerten mit einem Rasterverfahren**

In diesem Abschnitt wurde untersucht, inwieweit sich forstliche Bestandesparameter aus Laserdaten unabhängig von der Delinierung von Einzelbäumen schätzen lassen. Dabei handelt es sich um ein zweistufiges Verfahren, in dem zunächst ein empirischer Zusammenhang zwischen Laser- und Baumdaten mit Hilfe von multiplen Regressionsgleichungen bestimmt wird. Anschließend können die ermittelten Zusammenhänge über einen Rasteransatz großflächig auf die Laserdaten übertragen und somit die forstlichen Bestandesparameter auf Testgebietsebene geschätzt werden. Mit der vorgestellten Methode konnten durch Gruppierung der Probestellen in die Klassen Gesamt, Laub-, Nadel- und Mischwald selbst für die strukturreichen Bergmischwälder der Testgebiete gute Resultate für die Schätzung von forstlichen Bestandeskennwerten erzielt werden. Am besten wurden die Höhenkennwerte geschätzt. Für die grundflächengewichtete Höhe und die dominante Höhe lag der Variationskoeffizient der RMS-Fehler bei 5 %, bei den Kennwerten für den BHD bei 10 %, das beste Ergebnis konnte hier für den grundflächengewichteten BHD erreicht werden. Zieht man die Variante Gesamt nicht mit in Betracht, lag der Fehler für alle anderen Bestandeskennwerte wie den Vorrat, die Grundfläche und verschiedene Bestandesdichteindizes zwischen 10 und 20 %. Eine Ausnahme waren nur die Ergebnisse für die Stammzahl je Hektar. Hier trat bei den Nadelwaldprobestellen ein Fehler von über 60 % auf. Besonders gut sind die Ergebnisse für den Hochlagenfichtenwald. Hier konnten alle forstlichen Bestandeskennwerte mit einem Variationskoeffizient des RMS-Fehlers von unter 10 % bestimmt werden. Allerdings war die

Anzahl der Probeflächen hier so gering, dass diese Ergebnisse nur als vorläufig angesehen werden können. Die schlechtesten Resultate wurden für die Klasse Gesamt erzielt. Die Ergebnisse für die Klassen Laub-, Nadel- und Mischwald waren deutlich besser. Aufgrund des stark schwankenden Anteils von Laub- und Nadelbäumen erreicht auch die Klasse Mischwald ungünstigere Werte. Es konnte gezeigt werden, dass die Ergebnisse durch den Strukturreichtum der Bergmischwälder des Nationalparks beeinflusst werden. Insbesondere der z. T. mehrschichtige Bestandesaufbau, die intensive Baumartenmischung und das Vorkommen von Totholz tragen zu einer größeren Streuung der Schätzungen bei. In den homogen aufgebauten Hochlagenwäldern hingegen werden sehr gute Ergebnisse erreicht.

### **Kartierung von Waldentwicklungsstadien**

Als Voraussetzung für die Kartierung von Waldentwicklungsstadien wurde zunächst die Eignung von Laserscanningdaten zur Kartierung der vertikalen Bestandesstruktur untersucht. Hierbei konnte festgestellt werden, dass in Nadelholzbeständen ein guter Zusammenhang zwischen der Verteilung der Nadelbiomasse und der Verteilung der Lasermesswerte besteht. Dadurch ist es möglich, in geschlossenen Nadelholzbeständen beispielsweise Vorausverjüngung zu erkennen. Wenn sowohl eine Winter- als auch eine Sommerbefliegung vorliegt, kann sogar unterschieden werden, ob die Verjüngung aus Laub- oder Nadelbäumen besteht. In Laubwaldbeständen ergibt sich jedoch das Problem, dass das dichte Blätterdach im Sommer zur Reflexion fast aller Laserimpulse führt und nur schlecht durchdrungen werden kann. Dadurch wird die Möglichkeit, Verjüngung in Laubwaldbeständen direkt zu erkennen, stark eingeschränkt. Bei Winterbefliegungen besteht wiederum die Problematik, dass Laubholzverjüngung ohne Blätter schlechter erkannt werden kann. Auf Basis dieser Ergebnisse wurde ein Verfahren entwickelt, das unter Verwendung einfacher Lasermetriken das Waldentwicklungsstadium bestimmt. Während mit diesem Verfahren eine Trennung von Jung- und Altbeständen mit einer Klassifikationsgenauigkeit von 92,5 % möglich war, erreichte die Klassifikationsgenauigkeit bei den Waldentwicklungsstadien 70,1 %. Genauere Analysen ergaben, dass die Klassifikationsgenauigkeit zu einem nicht unerheblichen Teil durch die ungenaue Kartierung im Rahmen des Waldbegangs (Bodenreferenz) beeinflusst wird.

Um die Genauigkeit der Bodenreferenz zu überprüfen, wurde zusätzlich eine Kartierung von Waldentwicklungsstadien auf Inventurpunkten durchgeführt. Auf den von ihrer Größe übersichtlichen Inventurpunkten kann davon ausgegangen werden, dass die Ansprache zum einen genauer möglich ist und zum anderen besser reproduziert werden kann als bei einer bestandesweisen Kartierung. Durch eine Verknüpfung der Inventurpunkte mit den Waldentwicklungsstadien über deren Position konnte eine Klassifikationsgenauigkeit von 58 % festgestellt werden. Durch Ausschluss von Inventurpunkten, die nicht eindeutig zugeordnet wurden und die nicht repräsentativ für ihre Umgebung waren, konnte die Klassifikationsgenauigkeit auf 64 % verbessert werden. Ein Problem für die Untersuchung war die sehr unkonkrete Kartieranleitung für Waldentwicklungsstadien. Insbesondere die Definition des Plenterstadiums als dreischichtiger Bestand führte dazu, dass eine Trennung zwischen Verjüngungs- und Plenterstadium nicht realisiert werden konnte. Auch der Vergleich zwischen der Kartierung während des Begangs und der auf den Inventurpunkten zeigte, dass hier keine konsistente Trennung zwischen Plenter- und Verjüngungsstadien erreicht wurde. Durch Zusammenfassen dieser Stadien konnte die Klassifikationsgenauigkeit des terrestrischen Begangs auf 67 % bzw. sogar 74 % gesteigert werden. Dass bei der Kartierung im Rahmen des Begangs sehr große Einheiten zusammengefasst wurden, machte die Evaluierung der Ergebnisse sehr schwierig, da die Bestände sehr inhomogen aufgebaut waren. Die Ergebnisse zeigen, dass es möglich ist, mit Laserdaten ein nachvollziehbares Verfahren zur Kartierung der Waldentwicklungsstadien zu entwickeln. Allerdings ist die Überprüfung dieser Klassifikationsergebnisse aufgrund der nicht ausreichenden Definitionen der



Waldentwicklungsstadien und der stark generalisierenden Ansprache im Rahmen des Beganges sehr schwierig.

### **Regionalisierung der Ergebnisse**

Nachdem die funktionalen Zusammenhänge zwischen Laserdaten und forstlichen Bestandeskennwerten sowie den Waldentwicklungsstadien auf Probeflächen etabliert sind, ist es notwendig, diese Zusammenhänge auch auf die Fläche zu übertragen, also zu regionalisieren. Aufgrund der großen Datenmengen ist dies mit Geographischen Informationssystemen bislang nicht möglich. Deshalb musste ein System entwickelt werden, das es erlaubt, die Laserdaten auch für große Flächen, wie beispielsweise den gesamten Nationalpark, effizient auswerten zu können. Dafür wurde in Zusammenarbeit mit der Fachhochschule München ein Softwaresystem entwickelt, dessen Komponenten sowohl aus Standardsoftware als auch aus neu entwickelten Programmen besteht. Zentraler Baustein ist ein Datenbanksystem, das gleichsam als Datendrehscheibe zwischen den einzelnen Softwarekomponenten dient. Hier werden sowohl die Lasermetriken (= statistische Parameter) als auch die Ergebnisse der Berechnungen der Bestandeskennwerte und Waldentwicklungsstadien gespeichert. Ausgangspunkt sind zunächst die Laserrohdaten, die als Punktinformationen (X, Y, Z) vorliegen und das aus diesen Daten abgeleitete Bodenmodell (Punktraster). Im ersten Schritt werden diese im ASCII-Format vorliegenden Datensätze in binäre Datenformate umgewandelt. Für einen effektiven Zugriff werden die Daten in sogenannten Blöcken, Subblöcken und Kacheln organisiert. Der Block stellt das gesamte Gebiet dar, welches von den Flugstreifen abgedeckt wird und entspricht in diesem Projekt den Testgebieten. Um handhabbare Dateigrößen zu erreichen, sind die Blöcke wiederum in quadratische Subblöcke, die gleichzeitig die Speichereinheiten darstellen, unterteilt. Für einen schnellen, raumbezogenen Zugriff sind die Subblöcke wiederum in Kacheln unterteilt. Zur Analyse der Punktdaten wurde im Rahmen des Projektes das flexible Auswertewerkzeug, „Lidar Tool“ entwickelt. Das Programm kann mit Hilfe von Dynamik Link Libraries (DLL) auf die in binären Blockdateien organisierten Daten zugreifen. In dieser Kombination von Datenorganisation und Auswertesoftware können unabhängig von der Flächengröße des Projektes die verschiedensten Lasermetriken berechnet und anschließend an die Datenbank übergeben werden. Mit Hilfe der Statistiksoftware SPSS wird über die ODBC-Schnittstelle (Open Database Conectivity) auf diese Daten zugegriffen und auf Basis der etablierten funktionalen Zusammenhänge können forstliche Bestandeskennwerte auf Rasterzellenbasis berechnet und dann in der Datenbank abgelegt werden. Mit Hilfe des GeoInformationssystems können die Bestandeskennwerte anschließend kartographisch dargestellt werden. Dazu wird ebenfalls über die ODBC-Schnittstelle auf die Datenbank zugegriffen. Auch die Datenlayer aus dem GIS der Nationalparkverwaltung wie die Gebietsgrenze und das ständige Detail werden für die Darstellung der Ergebnisse verwendet. Darüber hinaus werden die Waldentwicklungsstadien im GIS berechnet und ebenfalls dargestellt.

### **9.5 Bewertung der Ergebnisse**

Von den untersuchten Fernerkundungsdaten eignen sich Laserscannerdaten am besten zur Erfassung von Waldstrukturen. Aufgrund ihrer Höhenmessgenauigkeit und der Fähigkeit, Waldbestände teilweise zu durchdringen, kann mit ihnen die zur Zeit beste Repräsentation von Wäldern erreicht werden. Mit ihrer Hilfe ist es möglich, die Boden- und Bestandesoberfläche sehr genau abzutasten, besser als dies mit herkömmlichen forstlichen Verfahren möglich ist. Im Vergleich dazu zeigen die aus den Radardaten gewonnenen Ergebnisse, dass Boden- und Bestandesoberfläche nur sehr grob bestimmt werden können und zudem die Ergebnisse von den zugrundeliegenden Waldstrukturen abhängen. Damit sind diese Daten nicht zur Erfassung kleinflächiger Waldstrukturen geeignet. Ihr Einsatz ist zur Zeit nur bei großräumigen Waldinventuren sinnvoll. Vielversprechend sind die Bestandesoberflächenmodelle, die aus den

digitalen Luftbildern der Digital Mapping Camera (DMC) generiert wurden. Durch Bildkorrelation konnte eine ähnlich hohe Messpunktdichte wie bei den Laseraufnahmen, erzielt werden. Allerdings bereitet die Filterung dieser Daten noch Probleme. So kann bisher nur auf Laubwaldflächen eine vergleichbare Genauigkeit wie mit den Lasersystemen erreicht werden.

Während die Verfahren des Template Matching und der Fractal Net Evolution Algorithm von eCognition keine für den Praxiseinsatz tauglichen Ergebnisse erbrachte, konnten mit Watershed-Algorithmen sehr gute Ergebnisse bei der Einzelbaumerkennung und der Schätzung von Baumart (Laub-, Nadelbaum) Baumhöhe, Kronenradius, Brusthöhendurchmesser und Einzelstammvolumen erzielt werden. Für den Einsatz in Fichtenhochlagenwäldern steht hier bereits eine Methode zur Verfügung, die für den praktischen Einsatz erprobt werden kann. In den Bergmischwäldern erscheint eine verbesserte Anpassung der Algorithmen an Laubbaumkronen notwendig. Die Nachteile der Einzelbaumerkennung sind, dass weder die unter- und zwischenständigen Bäume erfasst, noch die Bäume in Jungbeständen voneinander unterschieden werden können.

Die Erfassung von Bestandesparametern mit dem Rasterzellenansatz lieferte ebenfalls gute Ergebnisse. Auch hier wurden die besten Resultate für die Fichtenhochlagenwälder erzielt und könnten in konkreten Tests für die Praxis umgesetzt werden. Für die Bergmischwälder besteht das Problem, die einzelnen Raster automatisiert den Klassen Laub-, Nadel- und Mischwald zuzuordnen. Es ist zwar eine Trennung zwischen Laub- und Nadelwaldflächen möglich, die Mischwaldraster bereiten hier jedoch Probleme, da sie je nach Laub- und Nadelbaumanteil auch den Laub- und Nadelwaldrastern zugeordnet werden. Eine Lösung könnte sein, die Zuordnung zu den Klassen über optische Daten zu lösen.

Aus den Ergebnissen dieser Arbeit kann gefolgert werden, dass die Kombination von Laserscanning Daten und digitalen Bildern gut für den Einsatz zur Waldstrukturerkennung bis zur Einzelbaumebene geeignet ist. Für Waldinventuren auf Bestandesebene haben die Watershed-Verfahren und die Rastermethode zu den besten Ergebnissen geführt. Während die Watershed-Verfahren in den Altbeständen eingesetzt werden sollten, ist die Rastermethode auch für die Jungbestände und zur Erfassung der vertikalen Bestandesstruktur geeignet. Für den praktischen Einsatz bietet sich also eine Kombination beider Verfahren an. Da die Kosten für die Datenbeschaffung in den letzten Jahren deutlich gesunken sind, ist davon auszugehen, dass Laserscanning schon in naher Zukunft eine große Rolle bei Waldinventuren in einfach strukturierten Wäldern wie beispielsweise in den Fichtenhochlagenwäldern spielen kann. In komplex aufgebauten und artenreichen Wäldern wird der Weg zu praxistauglichen Verfahren jedoch noch etwas länger dauern.

## 10 SUMMARY

Rapid developments in sensory technology and in computer hard and software have given rise to new possibilities for forest research in the past several years. The goal of the projects promoted through the High-Tech-Offensive-Bavaria in the Bavarian Forest National Park, therefore, has been to advance the use of these new methods in forest ecosystem research. In the project entitled „Innovative Methods for the Assessment of Forest Structure“, the emphasis was to explore the possibilities for the application of remote sensory technology for forest inventory. Recent technological developments in this field have cleared the way for new applications in remote sensing. On the one hand, modern sensors are capable of ever more detailed images of the real world. Active sensors especially, such as laser scanners, which emit impulses that are able to penetrate the surface of the studied object, seem to be well suited for use in forests. On the other hand, automated, computer-aided methods for the evaluation of data have become more prevalent than ever. They will eventually replace conventional methods of data evaluation, which have been based on visual interpretation of images. Based on the capabilities of the new sensors, new algorithms have also been developed in the past several years in response to questions which arise in the field of forestry.

The goal of this project was to study the accuracy of various sensors in their ability to detect tree height and to evaluate the results of several different algorithms. A first prerequisite for this research was the establishment of a so-called data pool „remote sensing“. In this step, the diverse data was systemized and georeferenced in order to allow a flexible and comparative analysis. In a second step, the accuracy of the various sensors for the measurement of ground and upper surfaces were analyzed. Then, the most promising methods for delineation and derivation of parameter for individual trees were tested and evaluated by comparing with data gathered on the ground. Finally, the study centered on the applicability of the methods at the level of individual stands or raster cells. In addition, a procedure for the regionalization of the results was developed.

### 10.1 Establishment of a test area for remote sensing techniques

Data was collected in four study areas comprising a total area of 3,000 ha in the Bavarian Forest National Park. The study areas include all of the characteristic forest communities and are located in both the „natural“ and the „development“ zones of the Park.

The following data was collected in these areas:

#### Remote sensing data

In 2002, two laser scanings using the Sensor TopoSys II were carried out: one in May, prior to foliation, and one in September with the trees in full foliage. The reading point density in the spring scan was 5 points per square meter, in the fall scan it was 10 points per square meter. Simultaneous to the laser scan, an optical line scan with a ground resolution of 0.5 m was also run. Four colors, red, green, blue and near infrared were recorded.

Simultaneous to the laser scan in September 2002 a flight with interferometric radar was also performed. For this measurement, the E-SAR-System of the German Aerospace Center (Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt) was used. The X, P and L bands were recorded with different polarisation values. An additional flight for recording of the L band was flown in 2003. The interferometric radar was only flown over study area C.

During the course of the project, a number of flights for the collection of aerial photographs were also performed. Study area B was flown in the spring of 2002 with a ground resolution of 3,5 cm and using CIR as well as color negative film. The extensive aerial photo archive of the National Park administration was also available for the project. Since 1980, aerial photographs were taken in a total of 19 individual years and since 1988, they have been taken on a yearly basis. All of these are color-infrared photographs at a scale between 1:10,000 and 1: 15,000

A flight performed in June 2003 employed the Digital Mapping Camere (DMC) from ZIIImaging. A scale of 1: 5,000 was attained in study area B; in the other study areas, the scale was 1:9,000. In Addition, in September 2004, a flight of the entire National Park area was flown with the DMC at a scale of 1:18,000

### **Ground references**

In order to be able to verify the remote sensing data, an extensive system of ground references was gathered by personel on the ground. The verification strategy developed for the project consisted of four components and was adapted to the varying spatial resolution of the data and the nature of the problems to be solved.

Inventory points: Location points of the permanent random sample inventory with coencentric circles and each with an area of 500 m<sup>2</sup>. The location of the center of the sample circle is measured to an accuracy of at least 5 m. These points serve for the analysis of relationships between radar data, digital images and various forestry parameter, as well as for comparisons between forest parameter and verification of the survey of forest development phases throughout the study area..

Reference areas: Long term monitoring areas of 0.1 to 0.4 ha in size, in which the position of all trees taller than 5 m is measured to an accuracy of at least 5 cm. These areas serve for the verification of high resolution laser scanning data and recognition of individual trees.

Reference stands: Stands larger than 4.0 ha in size that are homogenous in regard to tree height, density and species. These stands help to calibrate the accuracy of radar data and digital images for stand height models.

Forest development survey: survey of the stands within the entire area according to their forest development phases. This is an element of the forest inventory and serves to verify the forest development phase survey resulting from remote sensing data.

## **10.2 Accuracy of height measurements attained with the various sensors**

### **Accuracy of the ground model**

The accuracy of the ground model was investigated by means of ground points within the reference area, which had been measured to precise altitudes. These measurements were compared with those for the ground model determined by the laser scanning data. In winter, the ground models were approximately 3 cm too high. In summer, due to the growth of ground vegetation and the resulting decreased level of penetration, they were approximately 8 cm too high. The average deviation in the individual reference areas lies between - 0.31 and + 0.38 m. Larger discrepancies may be due to inaccuracies accrued while taking the terrestrial measurements. The standard deviation of the models lies at 0.24 in the winter and 0.28 in the summer.

The P-band was used to generate the DTM from the radar data. Since the resolution of the P-band was only 5 m, it was not possible to use the smaller reference areas to help with the evaluation. Due to the greater accuracy of the laser data based DTM, the elevation data from the laser scan were used to produce the reference values for elevation. As a result, the P-band DTM differed from the laser DTM by values between  $-20$  and  $+30$  m. Negative values were determined on areas covered by meadow. This is due to the poor backscatter, which in turn, leads to low coherence. The positive deviation values result from the dependency of the penetration depth of the P-band waves on the stand height or biomass. At a stand height of 10 – 20m, the P-band is no longer able to penetrate to the ground. Instead, it is deflected by the more intense tree structures before it can reach ground. The relationship is defined mathematically by a power function. In contrast, no relationship could be identified between the P-band DTM and the slope of the ground surface.

### **Accuracy of the stand height**

A data set based on 3055 trees was available for the determination of the accuracy of tree height measurements using laser scanning data. 1001 of these trees could be positively identified with the laser scanning data. Tree heights are underestimated by an average of 0.53 m. The standard deviation was 1.24 m. The average value of the absolute differences was 1.01 m, with a standard deviation of 0.9 m. The underestimation of height was greater among conifers (-0.74 m) than among deciduous trees (-3.7). However, the standard deviation was higher for deciduous trees (1.43 m) than for conifers (1.25). The deviation in height was corrected with the aid of regression models attaining a coefficient of determination of 0.99. In regard to height measurements, these results indicate a similar level of accuracy as those acquired through conventional forestry practices. Indeed, there are some indications that they may even be more accurate.

Since the geometric resolution (5m) and other properties of the radar data – unlike the laser scanning data – are not sufficient for the recognition of individual trees, it was not possible to use the relatively small reference areas to determine accuracy. Instead, this had to be done at the level of larger stands. Due to the proven precision of measurements provided by the laser scanning data, the laser data could be used as the reference for the radar data. The verification was carried out in a total of 34 homogenous reference stands, each between 0.4 and 0.6 ha in size. The reference heights, which were calculated as the difference between the X-band and the laser-DTM stand heights, were shown to be underestimated by approximately 35%. Furthermore, a direct relationship between the degree of deviation and the density of the stand was found to exist. This is because the X-band would be expected to penetrate more deeply into less densely stocked stands than it would into the denser ones. The stand height model, resulting from the difference between the X-band and the P-band, revealed a combination of individual error sources from both the X- and P-bands. On the one hand, an increase in stand height leads to a linear error in the X-band (undervaluation by the surface model). The effect of an increase in stand height on the P-band results in an overvaluation of the ground model in the form of a power function. Therefore, the combination of both height models results in an increasing undervaluation of the stand height as the stand height itself increases. The radar data were also used to calculate a third stand model. This “random volume over ground model” is not based only on the interferometric phase, but also, on the interferometric coherence phase. The stand height is derived directly through inverting, thereby making any further mathematical equations unnecessary. In regard to an entire stand, this method produces relatively accurate results (stability index 0.7). The heights of stands below 20 m, were overvaluated. It should be noted that locally, no congruence between this model and the laser scanning data was to be obtained. The differences could only be balanced when the methods were applied in larger stands.

A further surface model was produced with the aid of image correlation and robust filtering of aerial photographs made with the Digital Mapping Camera (DMC). The stand height model used for this analysis was derived through subtraction of the laser-DTM. The evaluation of the results was arrived at through the same method as that used for the radar data. Generally, there was a very close correlation between the photo-DCM and the reference data. However, heights were underestimated by between 8 and 12 %. A relationship between stand density and the accuracy of height measurement could not be detected, although there were differences between stands of conifers and deciduous trees. While the surface of stands of deciduous trees could be modelled with the same degree of accuracy as was possible with laser scanning data, stands of conifers were underestimated. Closer analysis of the data revealed that the peaks of the coniferous tress, as well as the “valleys” between them, were severed by the algorithm.

### **10.3 Delineation and the derivation of parameter for individual trees**

The previous study involved the investigation of three different methods for the delineation of individual trees: template matching on the basis of optical data, multiresolution segmentation on the basis of optical and laser data, and watershed algorithms, which use laser data only.

#### **Template matching**

Template matching is an image processing technology, in which an archive of model trees is correlated with all of the possible tree positions in a digital image. With the aid of a three dimensional tree model, it is possible to account for variations in the angle of observation as well as in the position of the sun. The studies were carried out in the high elevation spruce forests of the National Park. The data basis was provided by orthophotos with a ground resolution of 0.2 m from the CIR flights of 2001. First, in order to investigate the influences of various parameter settings of the software, sensitivity analyses were performed on an experimental stand used for training. After optimizing the settings, the methods were then tested on two additional test stands. The result in the experimental stand, was that 82.6 % of the trees that had been measured on the ground and 89.0 % of the timber volume was recognized. In the test stand, the respective figures were 67.3 and 72.2 % of the trees and 76.8 and 82.2 % of the wood (timber?) volume. Less satisfactory were the results for the estimation of crown radii and tree height, nor was it possible to obtain useful results in deciduous stands.

#### **Fractal Net Evolution Algorithm**

In the next step, a method for the delineation of individual trees was developed using the commercial object-based image processing software eCognition. This combines two functions: segmentation of the data and modelling of object relationships. The latter makes it possible to incorporate expert knowledge of the objects into the classification of an image. The protocol developed with eCognition was tested on five different reference areas. A total of 42.8 % of the conifers and 62.4 % of the deciduous trees could be recognized. For the upper layers, the respective figures were 63 to 77 % for conifers and 76 to 84 % for deciduous trees. The percentage of falsely identified trees was significant (10 %). In deciduous and mixed stands this percentage reached values as high as 25 %. Due to the inaccuracy in the delineation of tree crowns – usually only the peaks of the trees were recognized – even the tree heights derived from laser data contained a relatively high level of error. The stability index for the estimation of tree heights was only 0.73, the RMS error was 3.64 m. An additional weakness of the method was the fact that it was not possible, without modifications, to produce a protocol that could be applied to all stand types.

### **Watershed algorithms**

The two tested algorithms are watershed algorithms which are based on the use of laser scanning data. In the first step, the ground model is subtracted from the upper surface model in order to produce a stand model. In the second step, the local maxima are searched for and their respective surrounding areas are calculated. Finally, various functions are employed to decide which maxima can actually be allocated to trees, and certain geometric limitations are considered to obtain an optimal delineation of the individual trees. 2757 trees in a total of 28 various reference stands were included in the investigation. With the two algorithms, 68.9 and 76.9 % of the trees, respectively, could be recognized in the upper layer. This corresponds to 74.7 or 85.2 % of the timber volume determined by ground measurements. The results for conifers were more accurate in this respect than for deciduous trees. A negative aspect was the number of falsely identified trees, the percentages of which were 2.9 % and 5.4%, respectively.

Based on the values for tree height and crown radius for trees delineated through laser scanning, multiple regression equations were used to determine tree height, crown diameter, breast height diameter and single tree volume. This method produced good results. The RMS error for tree height determination was 3 to 4 % of the tree height. The values for crown radius varied between 10 and 17 %. However, the residuals of the estimated values were not distributed evenly over the range of values for estimated crown radius. Indeed, the crowns of small trees were overestimated and the crowns of larger trees were underestimated. This tendency was especially pronounced for the crowns of deciduous trees. The error for breast height diameter, as estimated through the laser scanning data, was also relatively small (11 – 15 %). In regard to the determination of single tree volume, the RMSE was somewhat greater, yielding values of approximately 30 %. The results for the determination of single tree parameter were, again, more accurate for conifers than they were for deciduous trees.

Using the resulting regression equations, it was possible to recognize 78.5 % of the wood volume of all of the trees measured on the ground with the aid of one algorithm and 93.3 % with the aid of the other. The calculated single tree volumes were allocated to the individual diameter classes with 5 cm intervals commonly used in forestry and compared to the values measured on the ground. The values for the conifers were in good agreement in both allocations. Only the smaller diameters were underestimated, since they could not be identified through the laser scanning data. An underestimation of diameters greater than 60 cm was observed among deciduous trees. At the same time, the intermediate diameter classes were somewhat greater than would have been expected according to the ground measurements.

The basis for distinguishing between deciduous and coniferous trees was the segmentation for single tree recognition based on the watershed algorithms. The crown polygons produced by this method were the objects on which further evaluation was based. Various characteristics were derived for each crown polygon. This was based on laser scanning data as well as on digital images. Subsequently, these characteristics were used to develop observed and a non-observed categories. After classification, the allocation of the crown polygons is verified with the aid of the ground data. The best classification results (97 %) were obtained with the laser scanning data from the winter flight. The accuracy of the classification for the summer flight was 91 % for digital images and 80 % for laser scanning data.

## 10.4 Survey of forestry parameter at the level of raster cells and individual stands

### Survey of dead wood areas

Survey and continuing inventory of the dead wood areas in the National Park resulting from the spruce bark beetle calamity have been performed by means of visual evaluation of color infrared aerial photographs. With the aid of the software for object oriented image analysis, eCognition, it was possible to develop a partially automated method for this purpose. In order to verify the classification results, a test area was classified and the results compared with those obtained by the previously existing method. In addition, the classification results from two consecutive years were compared. Accuracy assesment methods were used to scrutinize the result. Classification in the dead wood areas yielded a total classification accuracy of 91.5 %. In regard to objectivity and degree of detail, the newly developed method is significantly superior to the former method, which is based on visual interpretation with a stereo work station. One problem, however, was the insufficient accuracy of the location of the respective orthophotos. Because of this, it was not possible to detect changes over the course of individual time intervals. Therefore, a practical application of this method, would require that the orthophotos from various dates or times be precisely spatially assigned. This requirement can be achieved in the production of new orthophotos.

### Survey of forestry stand parameter

This section is concerned with the question of how well forestry stand parameter can be estimated with laser data, without delineation of individual trees. This involves a two-tiered approach, in which, first, multiple regression equations are employed in order to determine an empirical relationship between laser data and tree data. Afterward, the determined relationships are transferred over a large area onto the laser data by means of a raster system, thereby allowing the forestry parameter of the test area to be estimated. With the method presented here - through stratification in the classes total, deciduous, coniferous and mixed forests - it was possible to obtain satisfactory results for the estimation of forestry stand parameter even in the structurally more diverse montane mixed forests in the test areas. The best estimations were for height parameters. The RMSE for the ground surface weighted heights and the dominant heights was only 5 %. The RMS error for the BHD parameter was in the vicinity of 10 %. The best results were obtained for the ground surface weighted BHD. Not considering the variable „total“, the RMS errors of all of the other stand parameter, such as stock, ground area and the various stand density indices, lie between 10 and 20 %. In contrast to these good results were the values for the number of trees per hectare. The error for coniferous stands was more than 60 %. In the high elevation coniferous forests were much more satisfactory. The RMS error for all forestry parameter was less than 10 %. The number of test areas was so low, however, that the results must be considered preliminary for the time being. The worst results were obtained for the class „total“, while the results for the individual strata were much better. Due to the great variation in the proportions of deciduous trees and conifers, values obtained by the class „mixed forest“ are less accurate. It could be shown that the results were influenced by the structural diversity of the montane mixed forests of the National Park. Especially responsible for the deviation within the estimations are factors, such as the partially multi-stratified composition of the stands, the intense mixture of tree species and the presence of deadwood. The results obtained for the homogeneously structured high elevation forests, however, display a degree accuracy comparable to those found for boreal forests.



### **Mapping of forest development phases**

First, as a prerequisite for the mapping of forest development phases, the applicability of the laser scanning data for mapping vertical stand structure needed to be tested. It was found that, in coniferous stands, there was a good correlation between the distribution of the needle biomass and the distribution of laser measuring points. This made it possible to identify the natural regeneration in closed coniferous stands. If results from both summer and winter flights are available, it is even possible to discern whether the regeneration is composed of deciduous trees or conifers. A problem in deciduous stands, however, is caused by the fact that, in summer, the laser rays are almost completely reflected by the dense leaf canopy and can only penetrate through it poorly. The ability to detect regeneration in deciduous stands directly, therefore, is greatly inhibited. The usefulness of winter flights is limited by the fact that the deciduous regeneration is leafless and can hardly be detected. Based on these results, a method was developed which uses simple laser metrics to determine forest development phases. Although, with this method, it was possible to distinguish younger and older stands with a classification accuracy of 92.5 %, the classification accuracy for forest development phases was only 59 %. More detailed analyses indicated that the comparatively poor classification accuracy was due at least in part to the ground reference data.

The accuracy of the ground references was tested, in addition, by means of mapping of forest development phases at defined inventory points. Since the inventory points are of a limited and manageable size, it may be assumed that the classification would be more precise and more reproducible than it would be with the methods based on entire stands. Relating the inventory points to the forest development phases based on their spatial positions, resulted in a classification accuracy of 58 %. After the elimination of inventory points that could not be distinctly classified and that were not representative of their surroundings, it was possible to improve the classification accuracy somewhat to 64 %. One problem that turned up during the investigation was the fact that the instructions for the mapping of forest development phases were too imprecise and that, during mapping, very large units were combined in the course of the inspection. Especially, the definition of the optimal phase (plenterstadium) as a three tiered stand made it impossible to distinguish between the regeneration phase and the optimal phase. A comparison between results acquired during the mapping sessions and those from the inventory points also revealed a lack of consistency in classification between optimal and regeneration phases. If these two phases are combined, the classification accuracy of the terrestrial mapping survey increases to 67 % and even 74 %, respectively. These results indicate that it is possible to use laser data to develop a reproducible method for mapping forest development phases. However, due to insufficient definitions provided for forest development phases and the very crude criteria used in the course of the mapping survey, the verification of these classifications is very difficult.

### **Regionalization of the results**

After the functional relationships between laser data, forest stand parameter and the forest development phases of the sample plots have been established, it becomes necessary to apply these relationships to the entire area; that is, to regionalize them. Because of the copious amounts of data, it has not been possible to use geographic information systems for this purpose. Therefore, a system had to be developed that was capable of efficient evaluation of the laser data for larger areas, such as, for example, the entire National Park. For this purpose a software system was developed in collaboration with the Fachhochschule München, the components of which make use of standard software as well as newly designed programs. The central component is a data bank system, which also functions as the pivot point for data available to the individual software components. This is where laser metrics (= statistical parameter) as well as the results of computations for stock parameter and forest development

phases are stored. The starting point is the the raw data from laser readings, which are available as point information (X,Y, Z), and the ground models that are derived from this data (point rasters). The first step is the conversion of the data sets from the ASCII format, in which they are originally stored, into binary data formats. For more effective accessibility, the data are organized in blocks, subblocks and tiles. A block represents the entire area covered by a flight strips and, in this project, corresponds to the test areas. In order to obtain manageable data amounts, the blocks are subdivided into square subblocks, which also seerve as the storage units. Quick and space-orientated access is achieved by a further subdivision of the subblocks into tiles. As product of this project, the flexible evaluation tool „Lidar Tool“ was developed to help with the analysis of the point data. With the aid of dynamic link libraries (DLL), this program is able to access the data that has been organized in the binary block files. With this combination of data organization and evaluation software and irregardless of the size of the project, it is possible to calculate the various laser metrics and then deposit them into the data bank. The statistic software SPSS and the ODBC (Open Database Connectivity) interface are used to access the data. Based on the established functional relationships, forest stock parameter can be calculated on a raster basis and then be deposited into the data bank. Subsequently, the geographic information system can be used to to produce a cartographic presentation of the stock parameter. This is also achieved by means of the ODBC interface to access the data bank. The data layers for the GIS of the National Park Administration, such as the area borders and the infrastructure are also used to portray the results. Furthermore, the forest development phases are also calculated and illustrated in GIS.

## **10.5 Evaluation of the results**

Of all of the remote sensing data investigated here, laser scanning data are best suited for the survey of forest structures. Due to their ability to partially penetrate forest structures, laser scanning data can presently provide the best representation of forests. With their help it is possible to scan the ground and stock surface with great accuracy and even more so than is possible with current forestry methods. In comparison, the results from radar data indicate that these are only capable of a coarse determination of ground and stock surface. In addition, they are also influenced by the underlying forest structures. Therefore, these data are not suitable for the determination of forest structures in small areas. At present, they can only be sensibly used for the observation of large areas. The stock surface models generated through the digital aerial photographs of the Digital Mapping Camera (DMC) also appear to be very promising. By means of image correlation, it is possibl to attain measuring point densities similar to those of laser readings. However, the filtering of these data still poses problems. At present, a comparbale accuracy to that of laser systems, for example, can only be achieved in deciduous stands.

Although the methods of template matching and multiresolution segmentation with eCognition did not produce any suitable results, watershed algorithms could be used to produce good results for single tree recognition and for the estimation of tree height, crown radius, breast height diameter and single tree volume. With this procedure, a method suitable for practical testing in the high elevation spruce forests already exists. For the montane mixed forests, it appears that an improved adaptation of the algorithms will be necessary. One limitation of the studied remote sensing methods is their ability to recognize tree species. It is quite possible to distinguish between coniferous and deciduous trees. However, due to the small number specimens in the study areas, it was not possilbe to investigate the possibililty of a further indentification down to the tree species. The method may not even be applicable, for example, for the quality hardwoods. Further disadvantages of the method are the facts that trees of

neither the lower or intermediate strata are recognized and that trees in young phases cannot be distinguished from one another.

The determination of stock parameter by means of the raster cell method also yielded useful results. Again, the best results were achieved in the high elevation spruce forests. The results were available for implementation in practical tests. In the montane mixed forests, it remains difficult to have the excluded strata automatically recognized. Although it is possible to distinguish between deciduous and coniferous tree pixels, the mixed pixels present a problem. They are allocated to either the deciduous or coniferous pixels according to the proportion of deciduous or coniferous tree they contain. One strategy to solve this could be to resolve the stratification with the aid of optical data. Furthermore, investigations are necessary to determine to what degree an optimization of the stratification and the ground reference could be used to produce improved results.

Based on the results of the project, it can be concluded that a combination of laser scanning and optical data is well suited for application in forest structure determination down to the level of the individual tree. For the forest inventory, a combination of methods involving single tree identification and the presented estimation of forest parameter at the stock level could be used to achieve the best results. While single tree methods should be used in mature stands, the application of the raster method would be more appropriate in young stands and would be more suitable for structure determination. Since the costs for data acquisition have fallen considerably in the past several years, it may be assumed that, in the near future, laser scanning will play a significant role in forest inventories of simply structured forests, such as high elevation spruce forests. For the more complexly structured and species rich forests, on the other hand, there is still a long way to go before practical methods will become available.

## 11 VERÖFFENTLICHUNGEN UND PRÄSENTATIONEN

### 11.1 Veröffentlichungen

- AULINGER, T., METTE, T. PAPATHANASSIOU, K.P., HAJNSEK, I., HEURICH, M. UND P. KRZYSTEK (2005): Validation of heights from Interferometric SAR and Lidar over the temperate forest site "Nationalpark Bayerischer Wald". Polinsar Workshop, 17th –20th January, Rom, Italy.
- BLASCHKE, T., TIEDE, D. und M. HEURICH (2004): 3D landscape metrics to modelling forest structure and diversity based on laser scanning data. In: Proceedings of the international Conference. Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment - Instruments, Processing Methods and Applications. Freiburg im Breisgau. Germany.
- HEURICH, M. und H. RALL (2003): Bits, Bytes und Borkenkäfer. Mit Hightech der Natur auf der Spur. Allgemeine Forstzeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltfürsorge. 9/2003. S. 437-438.
- HEURICH, M., SCHNEIDER, T. und E. KENNEL (2003): Laser scanning for identification of forest structures in the Bavarian Forest National Park. In: Hyypä, Naeset, Olsson, Pahlen and Reese, Edits.) Proceedings of the Scandlaser Scientific Workshop on Airborne Laser Scanning of Forests. S. 97-106.
- HEURICH, M., SCHADECK, S., WEINACKER, H. & P. KRZYSTEK (2004): "Forest parameter derivation from DTM/DSM generated from lidar and the Digital Modular Camera (DMC)", Int. Arch. of Photogrammetry and Remote Sensing, Commission II.
- HEURICH, M., GÜNTHER, S., SCHRÖDER, S. und E. KENNEL (2004 ). Baumhöhenmessung mit flugzeuggetragenen Laserscannern. Allgemeine Forstzeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltfürsorge. Nr. 17/04.
- HEURICH, M., PERSSON, A., HOLMGREN, J. und E. KENNEL (2004): „Detecting and measuring individual trees with laser scanning in mixed mountain forest of central europe using an algorithm developed for swedish boreal forest conditions“, International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Volume XXXVI, Part 8/W2. S. 307-312.
- HEURICH M. und H. WEINACKER (2004): Automated tree detection and measurement in temperate forests of central Europe using laserscanning data. International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Volume XXXVI, Part 8/W2. S. 198-203.
- HEURICH M. (2005): Erfassung vertikaler Waldstrukturen mit flugzeuggetragenen Laserscannern. Allgemeine Forstzeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltfürsorge. 2005
- OCHS, T., SCHNEIDER, T., HEURICH, M. UND E. KENNEL (2003): Entwicklung von Methoden zur semiautomatisierten Totholzinventur nach Borkenkäferbefall im Nationalpark Bayerischer Wald. In: Strobl, Blaschke & Griesebner (Hrsg.). Beiträge zum 15. Symposium für angewandte geographische Informationsverarbeitung. H. Wichmannverlag Heidelberg. S. 336-341.
- RÖDER, A. und S. ROGG (2003): Verjüngungsinventur mit Hilfe von CIR-Luftbildern in totholzreichen Beständen im Nationalpark Bayerischer Wald. In: Strobl, Blaschke & Griesebner (Hrsg.). Beiträge zum 15. Symposium für angewandte geographische Informationsverarbeitung. H. Wichmannverlag Heidelberg. S. 375-381.

- ROGG, S., RÖDER, A. und M. HEURICH (2005): Erfassung der Naturverjüngung mit CIR-Luftbildern. Allgemeine Forstzeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltfürsorge. 5/2005. S. 238-238.
- TIEDE, D., BLASCHKE, T. und M. HEURICH (2004): Object-based semi-automatic mapping of forest stands with laser scanner and multi-spectral data, International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Volume XXXVI, Part 8/W2, pp. 328-333.
- TIEDE, D., BURNETT C. und M. HEURICH (2004): Objekt-basierte Analyse von Laserscanner- und Multispektraldaten zur Einzelbaumdelinierung im Nationalpark Bayerischer Wald. In: Strobl, J., Blaschke T. & Griesebner, G. (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik 2004. Beiträge zum 16. AGIT-Symposium Salzburg 2004, H. Wichmann Verlag, Heidelberg, pp. 690-695.

## 11.2 Poster

- BURNETT C., M. HEURICH AND D. TIEDE (2003): Exploring Segmentation-based Mapping of Tree Crowns: Experiences with the Bavarian Forest NP Lidar/Digital Image Dataset. Poster presented at ScandLaser 2003 International Conference and Workshop, 2th-23<sup>rd</sup>. September, Umeå , Sweden.
- TIEDE D., BURNETT, C. AND M. HEURICH (2004): Delineation of individual trees with eCognition 3.0 using Lidar and multispectral imagery. Poster presented at the 3rd International eCognition User Meeting. Mach 4-5, 2004 Munich, Germany.
- HEURICH, M., SCHADECK, S., WEINACKER, H. & P. KRZYSZEK (2004): "Forest parameter derivation from DTM/DSM generated from lidar and the Digital Modular Camera (DMC) Poster presented at the XX. ISPRS Congress, 13th - 23rd July, Istanbul, Turkey.
- HEURICH, M.; PERSSON, A., HOLMGREN, J. und E. KENNEL (2004): Detecting and measuring individual trees with laser scanning in mixed mountain forest of central Europe using an algorithm developed for swedish boreal forest conditions“, International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Volume XXXVI, Part 8/W2. pp. 307-312.

## 11.3 Vorträge

- AULINGER, T., METTE, T. PAPATHANASSIOU, K.P., HAJNSEK, I., HEURICH, M. und P. KRZYSZEK Validation of heights from interferometric SAR and lidar over the temperate forest site "Nationalpark Bayerischer Wald". Polinsar Workshop, 17th –20th January, Rom, Italy.
- BLASCHKE, T.; TIEDE, D. und HEURICH, M. (2004): 3D landscape metrics to modelling forest structure and diversity based on laser scanning data. International Conference. Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment - Instruments, Processing Methods and Applications. Freiburg im Breisgau. 3th - 6rd October, Freiburg, Germany.
- FLACHMEIER, S. (2005): Untersuchungen zur Eignung flugzeuggetragener Laserscanner für die Bestandesdichtekartierung. Seminarreihe Forstliches Versuchswesen des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde der TU-München, Freising.
- HEURICH, M., SCHNEIDER, T. und E. KENNEL (2003): Laser scanning for identification of forest structures in the Bavarian Forest National Park Scandlaser Scientific Workshop on Airborne Laser Scanning of Forests. 2th - 4rd September, Umea, Sweden.

- HEURICH, M. (2004): Erfassung von Waldstrukturen mit flugzeuggetragenen Fernerkundungssensoren. Forum Geoinformation der Fachhochschule München. 8. Juni, München.
- HEURICH, M. (2004): Laser Scanning zur Erfassung von Waldstrukturen. Waldbauseminar des Zentrums Wald Forst Holz. 15. Januar, Freising.
- HEURICH, M. (2004): Ermittlung von Bestandeskennwerten durch Kombination von Daten aus flugzeuggetragenen Laserscannern und terrestrischen Aufnahmen. Seminarreihe Forstliches Versuchswesen des Lehrstuhls für Waldwachstumskunde der TU-München. 11. August, Freising.
- HEURICH, M. (2004): Erfassung von Waldstrukturen mit flugzeuggetragenen Laserscannern. Vorstellung von Projektergebnissen am Bayerischen Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz. 8. Dezember, München.
- HEURICH M. und H. WEINACKER (2004): Automated tree detection and measurement in temperate forests of central Europe using laserscanning data. International Conference. Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment - Instruments, Processing Methods and Applications. Freiburg im Breisgau. 3th - 6rd October, Freiburg, Germany.
- HEURICH, M. (2005): Forest monitoring at the landscape level. The Long Term Monitoring of Forest Ecosystems in the Sumava Mountains. Methods. 17. February. Czech Republik.
- HEURICH, M. (2005): Einsatz von Laserscanning für die Waldstruktureerkennung. Vortrag anlässlich einer Exkursion des Fachbereiches Forstwirtschaft und Umweltmanagement der Fachhochschule Göttingen.
- HEURICH, M. (2005): Airborne laser scanning for forest structure mapping. Best practices for measuring and mapping of forest reserves. Workshop. 18.5. –21.10.2005. Kasperske Hory. Czech Republic.
- HEURICH, M., AULINGER, T., METTE, T. PAPATHANASSIOU, K.P., HAJNSEK, I. und P. KRZYSZEK (2005): Comparison of digital terrain, digital surface and digital crown models derived from small footprint lidar, Interferometric SAR and Digital Camera over a mixed mountain forest in central Europe. Silviscan Konferenz. Lidar Applications in Forest Assessment and Inventory. 29.9. - 1.10. Blacksburg, USA.
- KRZYSZEK, P. und M. HEURICH (2005): Classification of tree species in the Bavarian Forest National Park using high resolution lidar data and digital aerial CIR images. Silviscan Konferenz. Lidar Applications in Forest Assessment and Inventory. 29.9. - 1.10. Blacksburg, USA.
- OCHS, T., SCHNEIDER, T., HEURICH, M. und E. KENNEL (2003): Entwicklung von Methoden zur semiautomatisierten Totholzinventur nach Borkenkäferbefall im Nationalpark Bayerischer Wald. 15. Symposium für angewandte geographische Informationsverarbeitung. Salzburg, Austria.
- RÖDER, A. und S. ROGG (2003): Verjüngungsinventur mit Hilfe von CIR-Luftbildern in totholzreichen Beständen im Nationalpark Bayerischer Wald. 15. Symposium für angewandte geographische Informationsverarbeitung. Salzburg, Austria.
- RALL, H. (2003): Erfassung von Waldstrukturen mit Hilfe einer permanenten Waldinventur und geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen. Fachtagung „Eigendynamische Prozesse in Wäldern und ihre Erfassung“ des Nationalparks Unteres Odertal, 16. - 18. Juni, Schwedt/Oder.

- RALL, H. (2005): Aspekte zur natürlichen Waldentwicklung im Nationalpark Bayerischer Wald und Ziele ihrer wissenschaftlichen Beobachtung mit Fernerkundungssensoren. Workshop „Fernerkundung im Natur- und Umweltschutz“ des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 19. März, Halle.
- TIEDE, D., BLASCHKE, T. und M. HEURICH (2004): „Object-based semi-automatic mapping of forest stands with laser scanner and multi-spectral data“, International Conference. Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment - Instruments, Processing Methods and Applications. Freiburg im Breisgau. 3th - 6rd October, Freiburg, Germany.
- TIEDE, D., BURNETT C. und M. HEURICH (2004): Objekt-basierte Analyse von Laserscanner- und Multispektraldaten zur Einzelbaumdelinierung im Nationalpark Bayerischer Wald. 16. Symposium für angewandte geographische Informationsverarbeitung, SALZBURG, AUSTRIA.

## 11.4 Diplomarbeiten

- AULINGER, THOMAS (2005): Vergleich von Höhenmodellen aus InSAR- und Lidar-Daten über einem Naturwald im Nationalpark Bayerischer Wald. Fachhochschule München.
- FLACHMEIER, SEBASTIAN (2005): Eignung flugzeuggetragener Laserscanner zur Bestandesdichtekartierung. Fachhochschule Weihenstephan.
- HELLER, TOBIAS: Baumartenerkennung aus hochauflösenden Laserscanningdaten und digitalen CIR-Luftbildern. Fachhochschule München.
- FISCHER, FRANZISKA und OLIVER KNÖRZER (2003): Statistische Analyse von digitalen Geländemodellen und Waldstrukturen im Nationalpark Bayerischer Wald mit Hilfe von hochaufgelösten Laserscanningdaten und GPS-Messungen. Fachhochschule München.
- TAUSCH, KLAUS (2006): Qualitative und quantitative Erfassung der Vorausverjüngung aus Laserscanningdaten. Technische Universität München.
- OCHS, TOBIAS (2002): Totholzinventur im Nationalpark Bayerischer Wald mittels objekt-orientierter Analyse digitaler CIR-Luftbilder. Technische Universität München.
- SCHADECK, SANDRA (2004): Untersuchung von Waldstrukturen im Naturwald aus photogrammetrischen und Laserscanning DSM mit Hilfe von ArcGIS. Fachhochschule München.
- THOMA, FRANZ (2005): Erfassung von forstlichen Kennwerten auf Bestandesebene. Technische Universität München.

## 12 LITERATURVERZEICHNIS:

- ACKERMANN, F. und P. KRZYSZEK (1991): Match-T: Automatic mensuration of digital elevation models. Proceedings of Technical Seminar of the Sociedad Espanola de Cartografia Fotogrametria y Teledeteccion. S. 67-73.
- ACKERMANN, F. (1999): Airborne laser scanning- present status and future expectations. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing. 54. S. 64-67.
- AKCA, A. (1973): Baumhöhenmessung mit einem Stereoauswertegerät II. Ordnung. Proc. Symp. IUFRO. Freiburg 1973. S. 179-186.
- AKCA, A. und U. ZINDEL (1987): Zur Vorratsschätzung mit Hilfe von digitalen Luftbilddaten und Regressionsmodellen bei der Baumart Fichte. AFJZ 158. S. 109-115.
- ALDRED, A.H. und G.M. BONNOR (1985): Application of airborne laser to forest surves, Information. Canadian Forest Service Report PI-X-51. National Forest Institute.Petawawa.
- AMMER, U., MÖBMER, R. und U. BRÖKER (1983): Der Beitrag der Fernerkundung zur Erfassung der Waldschäden. Forstw. Cbl. 102 (1983).
- ANDERSEN, H.-E., MCGAUGHEY, R., REUTEBUCH, S., SCHREUDER G.,AGEE, J. und B. MERCER (2003): Estimating canopy fuel parameters in a pacific northwes conifer forest using multifrequency polarimetric IFSAR. Int. Arch. of Photogrammetry and Remote Sensing, Commission III, ISPRS 20th Congress, Istanbul, Turkey, 13th - 23rd July.
- ANDERSEN, H.-E., MCGAUGHEY, R., CARSON, W., REUTEBUCH, S., MERCER, B. und ALLAN, J. (2004): "A comparision of forest canopy models derived from lidar and InSAR", Int. Arch. of Photogrammetry and Remote Sensing, Commission III, ISPRS 20th Congress, Istanbul, Turkey, 13th - 23rd July.
- ANDERSEN, H.-E., REUTEBUCH, S. und R. MCGAUGHEY (2005):Accuracy of an IfSAR-derived digital terrain model under a conifer forest canopy. Canadian Journal for Remote Sensing. Vol. 31. No. 4. S. 283-288.
- ANDRESEN, T. (2004): Aspects of automatic analysis of very high resolution aerial photographs in the Bavarian Forest (Bayerischer Wald) National Park. Unveröffentlicher Bericht.
- ANTHONY, D.A. (1986): Die Grenzen und Möglichkeiten der visuellen Photointerpretation und computergestützter Luftbildauswertung zur Ansprache der mitteleuropäischen Baumarten. Diss. Univ.Freiburg.
- ARBEITSGRUPPE FORSTLICHER LUFTBILDINTERPRETEN (2003): Luftbild-Interpretation – Bestimmungsschlüssel für die Beschreibung von strukturreichen Waldbeständen im Color-Infrarot-Luftbild. Schriftenreihe des Landesforstpräsidium Sachsen. Heft 26/2003.
- ASSMANN, E. (1959): Höhenbonität und wirkliche Ertragsleistung. Forstwissenschaftliches Centralblatt 78. S. 1-20.
- AULINGER, T. (2005): Vergleich eines aus Luftbildern automatisch generierten Höhenmodells mit einem Höhenmodell aus aus Lidar-Daten. Unveröffentlicher Bericht.
- AXELSSON, P. (2000): DEM generation from laser scanner data using adaptive TIN-Models. In: International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing. Vol. 33. Part B4/1.S. 110-117.



- BAATZ und SCHÄPE (2000): Multiresolution Segmentation – an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. In: Angewandte Geographische Informationsverarbeitung. Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 2000 – Herbert Wichmann Verlag.
- BAATZ, M., BENZ, U., DEGHANI, S., HEYNEN, M., HLTJE, A., HOFMANN, P., LINGENFELDER, I., MIMLER, M., SOHLBACH, M., WEBER, M. und G. WILLHAUCK (2002): eCognition User Guide. Definiens Imaging. München.
- BAHRENBERG, G., GIESE, E. und J. NIPPER (1992): Statistische Methoden in der Geographie. Band 2 Multivariate Statistik. Teubner Stuttgart.
- BALTSAVIEAS, E. P. (1999a): A comparison between photogrammetry and laser scanning. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 54. S. 83 - 94.
- BALTSAVIEAS, E. P., (1999b): Airborne laser scanning: basic relations and formulas. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 54. S. 199 - 214.
- BAMLER, R. und P. HARTL (1998): „Synthetic Aperture Radar Interferometry“, Inverse Problems Vol.14, Nr.1. S. R1-R54, 1998
- BAUER, A. (2001): Möglichkeiten zur Extensivierung der Forsteinrichtung im Hochgebirge durch Einsatz moderner Techniken der Luftbildauswertung. Forstliche Forschungsberichte München. Nr. 137.
- BAUERHANSEL, C. (2004): Determination of terrain models by digital image matching methods. ISPRS XX. Commission IV. WG IV/6.
- BAUMANN, H. (1957): Forstliche Luftbild-Interpretation. Forstdirektion Südwürttemberg-Hohenzoller. Tübingen-Bebenhausen.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1982): Richtlinien für die mittel- und langfristige Forstbetriebsplanung in der bayerischen Staatsforstverwaltung.
- BENZ, U., HOFMANN, P., WILLHAUG, G., LINGENFELDER, I. und M. HEYEN (2004): Multiresolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. ISPRS Journal for Photogrammetry and Remote Sensing. 58 (2004). S.239-258.
- BLASCHKE, R. und B. FELBERMEIER (2003): Satellitendaten für die Forstwirtschaft, Nutzeranforderungen der forstlichen Praxis und Potential der optischen Fernerkundung. Forstliche Forschungsberichte München. Schriftenreihe des Wissenschaftszentrums Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München und der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft. 196/2003.
- BLASCHKE, T. und J. Strobl (2001): What's wrong with pixels? Some recent developments interfacing remote sensing and GIS. GIS-Zeitschrift für Geoinformationssysteme. 6/2001. S. 12-17.
- BLASCHKE, T., TIEDE, D. und HEURICH, M. (2004): 3D landscape metrics to modelling forest structure and diversity based on laser scanning data. In: Proceedings of the international Conference. Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment - Instruments, Processing Methods and Applications. Freiburg im Breisgau. Germany.
- BRUNETT, C. und T. BLASCHKE (2003). A multi-scale segmentation/object relationship modelling methodology for landscape analysis. Ecological Modelling 168 (2003) 233-249.

- BRANDTBERG, T. (1999): Automatic individual tree-based analysis of high spatial resolution remotely sensed data. Dissertation. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Silvestria 118. Schwedische Universität für Agrarwissenschaften. Uppsala.
- BRANDTBERG, T. und F. WALTER (1999): An algorithm for delineation of individual tree crowns in high spatial resolution aerial images using curved edge segments at multiple scales. Proceedings of Automated Interpretation of High Spatial Resolution Digital Imagery for Forestry, Victoria, British Columbia, Canada. (eds. Hill, D.A. and Leckie, D. G.) Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, British Columbia. S. 41-54.
- BRANDTBERG, T., WARNER, T. A., LANDENBERGER, R. E., MCGRAW, J. B., (2003): Detection and analysis of individual leaf-off tree crowns in small footprint, high sampling density lidar data from the eastern deciduous forest in North America. Remote Sensing of Environment, 85(3). S. 290-303.
- BUCK, A., DE KOK, R., SCHNEIDER, T. und U. AMMER (1999): Integration von Fernerkundung und GIS zur Beobachtung und Inventur von Schutzwäldern in den Bayerischen Alpen. Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XI: Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 1999. S. 94-101.
- BÜTLER, R. und R. SCHLAEPFER (2004): Spruce snag quantification by coupling colour infrared aerial photos and a GIS. Forest Ecology and Management. 195. S. 325-339.
- CZAPLEWSKI, R. (1999): Torward an Annual National Inventory. Journal of Forestry. Dezember 1999. S. 44 –48.
- CHASMER, L., HOPKINSON, C. und P. TREIZ (2004): Assessing the three dimensional frequency distribution of airborne and ground based lidar data for red pine and mixed deiduous forest plots. International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Volume XXXVI, Part 8/W2. S. 66-70.
- CLARK, M.L., ROBERTS, D.A. und CLARK, D.B. (2005): Hyperspectral discrimination of tropical rainforest tree species at leave to crown scales. Remote Sensing of Environment. 96 (2005). S. 375-398.
- CLOUDE, S.R. und K.P. PAPATHANASSIOU (1998): „Polarimetric SAR Interferometry“, IEEE Transactions, Vol. GRS36. No.5, S. 1551-1565.
- CROMBAGHS, M., OUDE ELBERINK, S., BRÜGELMANN, R. und E. DE MIN (2002): Assessing height precision of laser altimetry DEMs. International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing. Vol. 34. Part 3 A. S. 85-90.
- CURLANDER, J. UND R. MCDONOUGH (1991): Synthetic Aperture Radar, Systems and Signal Processing, John Wiley & Sons New York, S. 13-25.
- CURTIS, R. O. (1971): A tree area power function and related stand density measures for Douglas-fir. Forest Science, 17, S. 146-159.
- DEFINIENS (2001): eCognition Object oriented image analysis. User Guide.
- DE KOK, R., SCHNEIDER, T. und U. AMMER (1999): Objekt based clasification an applications in the alpine forest environment. International Archives of Photogrammetry an Remote Sensing, Vol. 32, Part 7-4-3 Wg, Valladolid, Spanien, 3.-4. Juni, 1999.
- DENKER, H. (1989): A new gravimetric quasigeoid for the Federal Republic of Germany. Deutsche Geodätische Kommission, Reihe B, booklet No.291, München.

- DIEDERSHAGEN, O.; KOCH, B., WEINACKER, H. und C. SCHÜTT (2003): Combining Lidar- and Gis Data for the extraction of forest inventory parameters. In: Hyypä, Naeset, Olsson, Pahlen and Reese, (eds.) Proceedings of the Scandlaser Scientific Workshop on Airborne Laser Scanning of Forests. S. 156-164.
- DIEDERSHAGEN, O.; KOCH, B. und H. WEINACKER (2004): Automatic segmentation and characterisation of forest stand parameters using airborne lidar data, multispectral and fogis data. International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Volume XXXVI, Part 8/W2. S. 208-212.
- DRALLE, K. (1997): Locating trees by digital image processing of aerial photos. PhD thesis. Royal Veterinary and Agricultural University. Frederiksberg, Denmark.
- DRALLE, K. und M. RUDEMO (1996): Stem number estimation by kernel smoothing of aerial photos. Canadian Journal of Forest Research. 26 (1996) S. 1228-1236.
- DRAPER, N.R. und H. SMITH (1981): Applied Regressions Analysis. 2<sup>nd</sup> ed. Wiley. New York.
- DOBSON, M.C. ULABY, F.T., LETOAN, E., BEAUDOIN, A., KASISCHKE, E.S. und N. CHRISTENSEN (1992): Dependence of radar backscatter on coniferous forest biomass. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing. 30 (2): S. 412-415.
- EICHHORN, F. (1904): Beziehungen zwischen Bestandeshöhe und Bestandesmasse. AFJZ 80. S. 45-49.
- ECKMÜLLNER und RIEGER (2000): Informationen für den Forstbereich aus Laserscannerdaten. In Strobl J., Blaschke. & Griesebner (Eds.). Angewandte geografische Informationsverarbeitung XII. Beiträge zum AGIT Symposium. Salzburg 2000.
- EID, T. und NAESSET, E. (1998): Determination of stand volume in practical forest inventories based on field measurements and photo-interpretation: the Norwegian Experience. Scand. J. For. Res. 13. S. 246-254.
- EISENBEIS, H., BALTSAVIAS, E., PATERAKI, M. und L. ZHANG (2003): Potential of Ikonos und Quickbird imagery for accurate 3D point positionig, orthoimage and DSM generation. Int. Arch. of Photogrammetry and Remote Sensing, Commission III, ISPRS 20th Congress, Istanbul, Turkey, 13th - 23rd July.
- ELLING, W., E. BAUER, G. KLEMM und H. KOCH (1976): Klima und Böden – Waldstandorte. Wiss. Schriftenr. Bayer. StMin. ELF/München 1: 150 S.
- ELMQUIST, M. (2000): Automatic ground modelling using laser radar data. Master Thesis. Department of Electrical Engineering. Linköping University.
- ERDAS (2002): Erdas Field Guide. 6. Edition. Atlanta. Georgia.
- ERIKSON, M. (2001): Structure-keeping colour segmentation of tree crowns in aerial images. Scandinavian conference on image analysis (SCIA 2001). Bergen, Norway. NOBIM, Norwegian Society for Image Processing and Pattern Recognition. S. 185-191.
- EVERAERTS, J., LEWYCKYJ, N. und D. FRANSAER (2003): Pegasus: Design of a stratospheric long endurance UHV system for remote sensing. Int. Arch. of Photogrammetry and Remote Sensing, Commission II.
- FAO (2001): "State of the World's forest", [www.fao.org](http://www.fao.org).
- FISCHER, C. (2002): „Studie zur Trennung von Volumen- und Oberflächenstreuung mit interferometrischen Multi-Baseline SAR-Daten“, Diplomarbeit Technische Universität München.

- FISCHER, F. und O. KNÖRZER (2003): „Statistische Analyse von digitalen Geländemodellen und Waldstrukturen im Nationalpark Bayerischer Wald mit Hilfe von hochaufgelösten Laserscanningdaten und GPS-Messungen“, Diplomarbeit Fachhochschule München
- FLANDERS, D., HALL-BEYER, M. und J. PEREVERZOFF (2003): Preliminary evaluation of eCognition object-based software for cut block delineation and feature extraction. *Can. J. Remote Sensing* 29 (4), S. 441-452.
- FÖRSTNER, W. (1986): A feature based correspondence algorithm for image matching. *ISPRS. Vol. 26 (3)*. S. 150-166.
- FRANSSON, J.E.S., WALTER, F. und L.M.H. ULANDER (2000): Estimation of forest parameters using CARABAS II VHF SAR data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing. Vol. 38. No.2*. S. 720 – 727.
- FUCHS, A. und E. KENNEL (1994): Erste Wiederholungsaufnahme einer permanenten Betriebsinventur im Bayerischen Staatswald. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*. 113. S. 224-235.
- FUCHS, H.-J. (2003): Methodische Ansätze zur Erfassung von Waldbäumen mittels digitaler Luftbilddauswertung. Dissertation Universität Göttingen.
- GAVEAU, D.L.A., BALZTER, H. und S. PLUMMER (2003): Forest woody biomass classification with satellite-based radar coherence over 900.000 km<sup>2</sup> in Central Siberia. *Forest Ecology and Management* 174 (2003) S. 65-75.
- GAVEAU, D.L.A. und R.A. HILL (2003): Quantifying canopy height underestimation by laser pulse penetration in small footprint airborne laserscanning data. *Canadian Journal of Remote Sensing*. 29, S. 650-657.
- GONZALEZ, R. C. und P. WINTZ (1987): Digital image processing. Second edition. Addison-Wesley Publishing Company. S 425-427.
- GOUGEON, F. A. (1995): Comparison of possible multispectral classification schemes for tree crowns individually delineated on high spatial resolution MEIS images. *Can. J. Rem. Sens.* 21. S. 1-9.
- GOUGEON, F. A. (1999): Automatic individual tree crown delineation using a valley-following algorithm and a rule-based system. *Proceedings of Automated Interpretation of High Spatial Resolution Digital Imagery for Forestry*, Victoria, British Columbia, Canada.(eds. Hill, D.A. and Leckie, D. G.) Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, British Columbia. S. 11-23.
- GRUEN, A. und L. ZHANG (2006): Automated generation of 3D-Struktur von forest canopy. Vortrag anlässlich des Workshops „3D-Remote Sensing in Forestry“. 14. Bis 15. Februar. Wien.
- GRÜNVOGEL, H. und M. HEURICH (2002): Anweisung zur Waldinventur 2002. Unveröffentlichter Bericht der Nationalparkverwaltung. 20 S.
- HAARA, A. und M. HAARALA (2002): Tree species classification using semi-automatic delineation of trees on aerial images. *Scand. J. For. Res.* 17: S556-565.
- HARARLIK, R.M., SHANMUGAM K. und I. DINSTEIN (1973): Textural features for image classification. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics SMC-3 (1973)*. Nr. 6. S. 610-621.
- HASENAUER, H., (1997): Dimensional relationships of open-grown trees in Austria. *Forest Ecology and Management*, 96. S.197-206.

- HELLDEN, U. (1980): A test of landsat-2 imagery and digital data for thematic mapping illustrated by an environmental study in northern Kenya, Lund Univ. Nat. Geog. Inst., Lund, Sweden, Techn. Rep. 47.
- HESE, S. und F. LEHMANN (2000): Comparison of digital stand surface models of HRSC-A and Laser Scanner for Forest Stand Characteristics. IASPRS. Vol. XXXIII. Amsterdam 2000.
- HENDERSON, F.M. und A.J. LEWIS (Hrsg.) (1998): Principles & Applications of Imaging Radar, Manual of Remote Sensing, John Wiley & Sons, New York, S. 435-496
- HEURICH, M., FAHSE, L. und A. REINELT (2001): Die Buchdruckermassenvermehrung im Nationalpark Bayerischer Wald. In: Waldentwicklung im Bergwald nach Windwurf und Borkenkäferbefall. Wissenschaftliche Schriftenreihe der Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. Band 16.
- HEURICH, M. und H. RALL (2003): Hochlageninventur und Luftbildauswertung 2002 - Ergebnisse der Untersuchung zur Waldentwicklung im Rachel-Lusen-Gebiet des Nationalparks Bayerischer Wald. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. 14 S.
- HEURICH, M. und H. RALL (2003): Bits, Bytes und Borkenkäfer. Mit Hightech der Natur auf der Spur. Allgemeine Forstzeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltfürsorge. 9/2003. S. 437-438.
- HEURICH M. (2005): Erfassung vertikaler Waldstrukturen mit flugzeuggetragenen Laserscannern. Allgemeine Forstzeitschrift für Waldwirtschaft und Umweltfürsorge. 2005
- HEURICH, M. und M. NEUFANGER (2005). Die Wälder des Nationalparks Bayerischer Wald. Ergebnisse der Waldinventur 2002/2003 im geschichtlichen und waldökologischen Kontext. Wissenschaftliche Schriftenreihe der Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald. Band 16.
- HILDEBRANDT, G. (1969): Ermittlung von Stammdurchmesserverteilungen in Buchenbeständen durch Luftbildinterpretation. Bildmessg. u. Luftbildw. 37. S. 48-54.
- HILDEBRANDT, G. (1987): 100 Jahre forstliche Luftbildaufnahme - Zwei Dokumente aus den Anfängen der forstlichen Luftbildinterpretation. Bildmessg. u. Luftbildw. 55 (1987). S. 221-224.
- HILDEBRANDT, G. (1996): Fernerkundung und Luftbildmessung für Forstwirtschaft, Vegetationskartierung und Landschaftsökologie. Wichmann Verlag. Heidelberg.
- HILL und LECKIE (1998): Proceedings of the International Forum „Automated Interpretation of High Spatial Resolution Digital Imagery für Forestry“. 10 –12 Februar 1998. Pacific Forestry Centre Victoria. Kanada.
- Hill, R.A., Hinsley, S.A., Gaveau, D.L. und P.E. Bellamy (2003): Predicting habitat quality for Great Tits (*Parus Major*) with airborne laser scanning data. Int. Journ of Remote Sensing. 24.
- HINZ, A.; DÖRSTEL C. und H. HEIER (2001): DMC - The digital sensor technology of Z/I-Imaging. Photogrammetric week 2001. Wichmann Verlag. Heidelberg. S. 93-103.
- HILDEBRANDT, G., AKCA, A. und K. DJAWADI (1974): Characterization of the detailed roughness of natural surfaces by a digital surface model. Proceedings: Symposium of Remote Sensing and Photointerpretation. Banff. Alberta. Canada. 2: 755-765.
- HIRATA, Y. (2004): The effects of footprint size and sampling density in airborne laser scanning to extract individual trees in mountainous terrain. International Archives of

Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Volume XXXVI, Part 8/W2. S. 102-107.

- HODGSON, M.E., JENSEN, J.R., SCHMIDT, L., SCHILL, S. und B. DAVIS (2003): An evaluation of Lidar- and IFSAR-derived digital elevation models in leaf-on conditions with USGS Level 1 and Level 2 DEMs. *Remote Sensing of Environment* 84 (2003). S. 295-308.
- HOFFMANN, C., SCHWABISCH, M., OCH, S., WIMMER, C. und J.MOREIRA (1999) Multipath P-band interferometry-first results. In *Proceedings of the 4 th International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition and 21 st Canadian Symposium on Remote Sensing*. 21-24 Juni 1999. Ottawa.
- HOLMGREN, J., NILSSON, M., und H. OLSSON (2003): Estimation of tree heights and stem volume on plots using airborne laser scanning. *Forest Science* 49. S. 419-428.
- HOLMGREN, J. und A. PERSSON (2004): Identifying species of individual trees using airborne laser scanner. *Remote Sensing of Environment*. 90 (4). S 414-550.
- HOLMGREN, J. und T. JONSSON (2004): Large scale airborne laser scanning of forest resources in Sweden. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Volume XXXVI, Part 8/W2. S. 157-160.
- HORN, R. (1997): The DLR airborne SAR project E-SAR. *IEEE Transactions*, Nr. 4. S. 1624-1528
- HOVENBITZER, M. (2004):The Digital Elevation Model 1 : 25.000 (DEM 25) for the Federal Republic of Germany. *Int. Arch. Of Photogrammetry and Remote Sensing, Commission IV, ISPRS 20th Congress, Istanbul, Turkey, 13th - 23rd July*.
- HOWARD J.A. (1991): *Remote sensing o forest ressources. Theory and Application*. Chapman and Hall. London.
- HRADETZKY, J. (1978): Das Bestimmtheitsmaß: Kritische Anmerkungen zu seiner Anwendung im forstlichen Versuchswesen. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*. 97. S. 168-181.
- HUG, C. und A. WEHR (1997): Detection and identifying topographic objects in mapping laser altimeter dat. In: *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*. Vol. XXXII. Part 3 –4W2. S. 19-26.
- HUG, C., KRZYTEK, P. und W. FUCHS, (2004a): Advanced lidar data processing with lastools. *Int. Arch, of Photogrammetry and Remote Sensing, Commission II, ISPRS 20th Congress, Istanbul, Turkey, 13th - 23rd July*.
- HUG, C., Ullrich, A. und A. Grimm (2004): Litemapper- 5600- a waveform-digitizing lidar terrain and vegetation mapping system. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Volume XXXVI, Part 8/W2. S. 24-29.
- HUSS, J. (1984): *Der Einsatz der Fernerkundung für Zwecke der mittelfristigen Forstbetriebsplanung. Luftbildmessung und Fernerkundung in der Forstwirtschaft*. Wichmann Verlag. S. 248-263.
- HUSSIN, Y.A., REICH, R.M. und R.M. HOFFER (1991): Estimation slash pine biomass using radar backscatter. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 33 (2). S. 522-518.
- HYYPÄ, H. und J. HYYPPÄ (1999): Comparing the accuracy of laser scanner with other optical remote sensing data sources for stand attribute retrieval. *The Photogrammetric Journal of Finland*, Vol. 16, Part 2, S. 5-15.

- HYYPPÄ, J. and INKINEN, M. (1999): Detection and estimating attributes for single trees using laser scanner. *The photogrammetric journal of Finland* 16. S. 27-46.
- HYYPPÄ, J., PYYSALO, U., HYYPPÄ, H. und A. SAMBERG (1999): Elevation accuracy of laser scanning derived digital terrain and target models in forest environment. In: the 4. EARSeL workshop on LIDAR remote sensing of land and sea. Dresden, Germany. S. 139-147.
- HYYPPÄ, J., PYYSALO, U., HYYPPÄ, H., HAGGREN, H. und G. RUPPERT (2000): Accuracy of laser scanning for DTM generation in forested areas. *Proceedings of SPIE*. Vol. 4035. S. 119-130.
- HYYPPÄ, J., HYYPPÄ, H., INKINEN, M., ENGDahl, M., LINKO, S. und Y. ZHU (2000b): Accuracy comparison of various remote sensing data sources in the retrieval of forest stand attributes. *Forest Ecology and Management* 128 (2000) S. 109-120.
- HYYPPÄ, J., SCHARDT, M., HAGGREN, H., KOCH, B., LOHR, U., SCHERRER, H.U., PAANANEN, R., LUUKKONEN, H., ZIEGLER, M., HYYPPÄ, H., PYYSALO, U., FRIEDLÄNDER, H., UUTTERA, J., WAGNER, S., INKINEN, M., WIMMER, A., KUKKO, A., AHOKAS, E. und M. KARJALAINEN (2001): High-Scan: The first European-wide attempt to derive single-tree information from laser scanner data. *The photogrammetric Journal of Finland*. Vol. 17. 2001. S. 58-68.
- HYYPPÄ, J., KELLE, O., LEHIKONEN, M. und M. INKINEN (2001): A segmentation-based method to retrieve stem volume estimates from 3-D tree height models produced by laser scanners. *Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 39, 969-975.
- HYYPPÄ, J., MIELONEN, T., HYYPPÄ, H., MALTAMO, M.; XIOWEI, Y., HONKAVARA, E. und H. KAARTINEN (2005): Using individual tree crown approach for forest volume extraction with aerial images and laser point clouds. *ISPRS Workshop Laserscanning 2005*. Enschede.
- HYYPPÄ, H., XIOWEI, Y., HYYPPÄ, J., KAARTINEN, H., KAASALAINEN, S., HONKAVARA, E. und P. RÖNNHOLM (2005): Factors affecting the quality of DTM generation in forested areas. *ISPRS Workshop Laserscanning 2005*. Enschede.
- JANOTH, J., EISL, M., KLAUSHOFER, F. und W. LUCKEL (2002): Sementasierte Verfahren zur Veränderungsanalyse und Waldklassifizierung mit hochauflösenden Satellitendaten. *Fernerkundung und GIS: Neue Sensoren-innovative Methoden*. Heidelberg. Wichmann. S. 98-107.
- JOHLIGE, A. (1998): Untersuchung zum Informationsgehalt experimenteller SIR-C/X-SAR-Daten für forstliche Anwendungen am Beispiel der Testgebiete Oberpfaffenhofen und Bayerischer Wald, Dissertation Ludwig-Maximilians-Universität München
- JOHLIGE, A., FÖRSTER, B., MARTIN, K. und M. KIL (1999): Nutzung von SIR-C/X-SAR-Daten zur Vegetationskartierung im Nationalpark Bayerischer Wald. Abschlussbericht des Teilprojektes 1 im Projekt Erstellung beispielhafte X-SAR-Endprodukte.
- KATZENBEISSER, R. und S. KURZ (2004): Airborne Laser-Scanning, ein Vergleich mit terrestrischer Vermessung und Photogrammetrie, *PGF* 2004/3, S. 197-187
- KENNEL, E. (1973): Bayerische Waldinventur. *Forstliche Forschungsberichte München* Nr. 11.
- KENNEWEG, H. (1970): Auswertung von Farbluftbildern für die Abgrenzung von Schädigungen an Waldbeständen. *Bildmessung u. Luftbildwesen*. 38 (1970). S. 283-290.

- KILIAN, J., HAALA, N. und M. ENGLISH (1996): Capture and evaluation of airborne laser scanner Data. In: International Archives Of Photogrammetry and Remote Sensing. Vol. 31. Part B3. S. 384-388.
- KLAUSING, H und W. HOLPP (Hrsg.), (2000): "Radar mit realer und synthetischer Apertur", Oldenbourg Wissenschaftsverlag, München.
- KLEINSCHMITT, W., WALENTOWSKI, H., FÖRSTER, M., FISCHER, M., SEITZ, R., KRAFT, P., SCHLUTOW, A. und M. BOCK (2006): Erfassung von Wald-Lebensraumtypen in FFH-Gebieten. LWF Wissen. Nr. 51. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft.
- KNOKE, T. (2003): Eine Bewertung von Nutzungsstrategien für Buchenbestände (*Fagus sylvatica* L.) vor dem Hintergrund des Risikos der Farbkernbildung. Forstliche Forschungsberichte München. 193/2003.
- KOCH, B., AMMER, U., KRITIKOS, G. und D. KÜBLER (1984): Untersuchungen zur Beurteilung der Vitalität von Fichten anhand multispektraler Scannerdaten. Forstwissenschaftliches Centralblatt. 103. S. 214-231.
- KOCH, B., SVOBODA, J., ADLER, P. und M. DEES (2002): Automatische Baumartenerkennung auf Basis digitalisierter CIR-Luftbilder. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 173. Nr. 7-8. S. 131-140.
- KOCH, B. (2003): Fernerkundungsbasierte Erstellung eines Waldfächenverzeichnisses für den Freistaat Thüringen. Abschlussbericht zum Forschungsbericht.
- KOCH, B., HEYDER U. und WEINACKER H. (2006): Detection of Individual Tree Crowns in Airborne Lidar Data. In: Photogrammetric Engineering & Remote Sensing PE&RS Vol. 72, No. 4, April 2006, pp. 357 -363.
- KRAMER, H. und A. AKCA (1995): Leitfaden zur Waldmesslehre, J.D. Sauerländer's Verlag, 260 S.
- KRAMER, H. und J. A. HELMS (1985): Use and evaluation of stand density indices for Douglas Fir. Forstwissenschaftliches-Centralblatt. 104. S. 36-49.
- KRAJICEK, J. E., K. A. BRINKMAN, K.A. und S. F. GINGRICH (1961): Crown competition - A measure of density. Forest Science 7(1), S. 35-42.
- KRAUS, K. (1997): Photogrammetrie Band I: Grundlagen und Standardverfahren. Dümmler. Bonn.
- KRAUS, K. und N. PFEIFER, (1998): Determination of terrain models in wooded areas with airborne laser scanner data. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 53, S.193-203.
- KRAUS, K. (2000): Topographische Informationssysteme. Dümmler Verlag. Köln.
- KRZYSZEK, P. und D. WILD (1992): Experimental accuracy analysis of automatically measured digital terrain models. Robust Computer Vision – Quality of Vision Algorithms. Wichmann Verlag. Karlsruhe. pp. 371-390.
- KRZYSZEK, P. (2003): Filtering of laserscanning data in forest areas using finite elements. ISPRS workshop "3-D reconstruction from airborne laserscanner and InSAR data", Int. Arch. Of Photogrammetry and Remote Sensing, Vol. 33, Part 3/W13, Proceedings of the ISPRS working group III/3 workshop, Dresden. 8 - 10 October.
- KRZYSZEK, P. (2003): Digitale Aerotriangulation im Nationalpark Bayerischer Wald. Unveröffentlicher Bericht. 4 S.



- KRZYSTEK, P. und U. BÖGEL (2004): Orthofotoerstellung "Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald" 1994 und 2004. Unveröffentlichter Bericht. 12 S.
- KORPELA, I. (2004): Individual tree measurements by means of digital aerial photogrammetry. PhD Thesis. The Finnish Society of Forest Science, The Finnish Forest Research Institute, Silva Fennica Monographs 3-2004.
- KORPEL, S. (1995): Die Urwälder der Westkarpaten. G. Fischer. Stuttgart.
- LARSEN, M. und M. RUDEMO (1997): Using ray-traced templates to find individual trees in aerial photographs. Proceedings of the Scandinavian Conference on Image Analysis. Jounsuu Finland. S. 1007-1014.
- LARSEN, M. (1999): Finding an optimal match window for spruce top detection on an optical tree model. Proceedings of Automated Interpretation of High Spatial Resolution Digital Imagery for Forestry, Victoria, British Columbia, Canada. (eds. Hill, D.A. and Leckie, D. G.) Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, British Columbia. S. 55-66.
- LECKIE, D., GOUGEON, F., HILL, D. QUINN, R., ARMSTRONG, L. und R. SHREENAN (2003): Combined high-density lidar and multispectral imagery for individual tree crown analysis. Canadian Journal of Remote Sensing 29. No. 5. S. 633-649.
- LECKIE, D., GOUGEON, F., WALSWORTH, N. und D. PARADINE (2003a): Stand delineation and composition estimation using semi-automated individual tree crown analysis. Remote Sensing of Environment 85 (2003). S. 355 – 369.
- LECKIE, D., GOUGEON, F., HILL, D., QUINN, R., ARMSTRONG, L. und R. SHREENAN (2003): Combined high-density lidar and multispectral imagery for individual tree crown analysis. Canadian Journal for Remote Sensing. Vol. 29. No.(5). S. 633-649.
- LEFSKY, M., COHEN, W., ACKER, S., et al. (1999): Lidar remote sensing of the canopy structure and biophysical properties of douglas-fir western hemlock forests. Remote Sensing Environment, 70. S. 339-361, Published by Elsevier Science Inc. New York.
- LEFSKY, M (2005): Forest Hight and Biomass from Spaceborn Lidar. Vortrag anlässlich der Konferenz "Lidar Applications in Forest Assesment and Inventory". Blacksburg. USA.
- LEIBUNDGUT, H. (1959): Über Zweck und Methodik der Struktur- und Zuwachsanalyse von Urwäldern. SZFW 110 (3). 111-124.
- LI, X., TENNANT, K. und G. LAWRENCE (2003): Three-dimensional mapping with airborne IfSAR based star technologie – Intermap Experiences. Int. Arch. of Photogrammetry and Remote Sensing, Commission II, ISPRS 20th Congress, Istanbul, Turkey, 13th - 23rd July.
- LILLESAND, T.M. und R.W. KIEFER (1999): Remote sensing and image interpretation. John Wiley and Sons. Hoboken.
- LIM, K. und P. TREITZ (2002): Estimating aboveground biomass using lidar remote sensing. Proceeding of SPIE's International Symposium on Remote Sensing, Agia Pelagia, Crete, Greece, September 23 - 27, 2002.
- LIM, K., TREITZ, P., GROOT, A. und B. ST-ONGE (2001): Estimation of individual tree heights using LIDAR remote sensing. Proceedings of the Twenty-Third Annual Canadian Symposium on Remote Sensing, Quebec, QC, August 20 - 24, 2001.
- LOETSCH, F.(1970): Ein neuer Weg der bestandesweisen Holzmassenabschätzung aus Luftbildern für Großrauminventuren. AFZ 35/1970.

- LOETSCH, F. und K.E. HALLER (1973a): Forest Inventory Volume 1. BLV-Verlagsgesellschaft München.
- LOETSCH, F., ZÖHRER, F. und K.E. HALLER (1973b): Forest Inventory Volume 2. BLV-Verlagsgesellschaft München.
- MACLEAN, G.A. und W.B. KRABILL (1986): Gross-merchantable timber Volume estimation using an airborne lidar system. *Canadian Journal of Remote Sensing*. 12. S. 7-18.
- MAGNUSSEN, S. und P. BOUDEWYN (1998): Derivations of stand heights from airborne laser scanner data with canopy-based quantile estimators. *Canadian Journal of Forest Research*, 28, S. 1016-1031.
- MAGNUSSEN, S., EGGERMONT, P. and V.N. LARICCIA (1999): Recovering tree heights from airborne laser scanner data. *For. Sci.* 45. S. 407-422.
- MALTAMO, M., EERIKÄINEN, K., PITKÄNEN, J., HYYPPÄ, J. und M. VEHMAS (2004): Estimation of timber volume and stem density based on scanning laser altimetry and expected tree size distribution functions. *Remote Sensing of Environment*. 90. S. 319-330.
- MARTIN, M.E., NEWMANN, S.D., ABER, J.D. und R.G. CONGALTON (1998): Determining forest species composition using high spectral resolution remote sensing data. *Remote Sensing of Environment*. 65. S. 249-254.
- MEYER, P., STAENZ, K. und K.I. ITTEN (1996): Semi-automated procedures for tree species identification in high spatial resolution data from digitized colour infrared-aerial photography. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 51 (1). S. 5 –16.
- MEANS, J.E., ACER, S.A., BRANDON, J.F., RENSLOW, M., EMERSON, L. und C.J. HENDRIX (2000): Predicting forest stand characteristics with airborne scanning lidar. *Photogramm. Eng. Remote Sensing* 66. S. 1367-1371.
- MERCER, B. 2004: "DEMs Created from airborne IFSAR – An Update", *Int. Arch. of Photogrammetry and Remote Sensing, Commission II, ISPRS 20th Congress, Istanbul, Turkey, 13th - 23rd July*.
- METTE, T., PAPATHANASSIOU, K., HAJNSEK, I., und R. ZIMMERMANN (2003a): Forest biomass estimation using polarimetric SAR interferometry. *Proceedings of the PolInSAR Conference Frascati, Italien*.
- METTE, T., PAPATHANASSIOU, K. und I. HAJNSEK (2003b): Height-biomass allometry in temperate forests. *Proc. IGARRS63, Toulouse 21-25 Juli*.
- METTE, T., PAPATHANASSIOU, K.P. und I. HAJNSEK (2004a): „Potential of the forest height derived by polarimetric SAR interferometry to estimate forest biomass“, *Proceedings EUSAR 2004, 25th-27th May 2004, Ulm*.
- METTE, T.; PAPATHANASSIOU, K.P. und HAJNSEK, I. (2004b): "Estimating forest biomass from Pol-InSAR data and forest allometry. results from the temperate spruce forest test site „Traunstein“, *Proceedings Retrieval of Bio- and Geophysical parameters from SAR Data for land applications, 16<sup>th</sup> - 19th November, Innsbruck*.
- METTE, T., KUGLER, F., PAPATHANASSIOU, K.P. und HAJNSEK (2006): Viewing forest in PolInSAR. *Vortrag anlässlich des Workshops „3D-Remote Sensing in Forestry“*. 14. Bis 15. Februar. Wien.
- MUSSONG, M. (1989): Multiple Regressionsmodelle maximaler Treffsicherheit für die Anwendung im SAS-System. *Forstarchiv*. 60. S. 236-238.

- MYERS, B.J. und M.L. Benson (1981): Rainforest species on large-scale color photos. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 47. S. 505-530.
- NAESSET, E., (1995): Determination of mean diameter by basal area in stands of *Picea abies* and *Pinus sylvestris* in southeastern Norway by means of aerial photographs. *Scandinavian Journal of Forest Resources*. 10. S. 296-304.
- NAESSET, E., (1996): Determination of number of stems in coniferous forests stands by means of aerial photointerpretation. *Scandinavian Journal of Forest Resources*. 11. S. 76-84.
- NAESSET, E., (1997A): Determination of mean tree height of forest stands using airborne laser scanner data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 52, S. 48-56.
- NAESSET, E., (1997B): Estimating timber volume of forest stands using airborne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment*, 61, S. 246-253.
- NAESSET, E. and K. O. BJERKNES (2001): Estimating tree heights and number of stems in young forest stands using airborne laser scanner data. *Remote Sens. Environ.* 78. S. 328-340.
- NAESSET, E. (2002): Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sens. Environ.* 80. S. 88-99.
- NAESSET, E. und T. OKLAND (2002): Estimating tree height und tree crown properties using airborne scanning laser in a boreal nature reserve. *Remote Sensing of Environment*. 79. S. 105-115.
- NAESSET, E., (2003): Vortrag: Laser scanning in practical forest inventories: The Norwegian Experience.
- NAESSET, E. (2004): Practical large-scale forest stand inventory using a small-footprint airborne scanning laser. *Scand. J. For. Res.* 19. S. 164-179.
- NAESSET, E. (2005): Laser-scanning of forest resources in Norway: from Research to Commercial Applications. Vortrag anlässlich der Konferenz "Lidar Applications in Forest Assessment and Inventory". Blacksburg. USA.
- NAESSET, E. und T. GOBAKKEN (2005): Estimating forest growth using canopy metrics derived from airborne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment*. 96 (2005). S. 453-465.
- NEEFF, T., DUTRA, L.V., DOS SANTOS, J.R., DA COSTA FREITAS, C und L.S. ARAUJO (2005): Tropical Forest Measurement by Interferometric Height Modeling and P-Band Radar Backscatter. *Forest Science* 51(6). S. 585-594.
- NELSON, R., KRABILL, W. UND G.A. MACLEAN (1984): Determining forest canopy characteristics using airborne laser data. *Remote Sensing of Environment*, 15. S. 201-212, Published by Elsevier Science Inc. New York.
- NELSON, R., SWIFT, R. und W. KRABILL (1988): Using airborne lasers to estimate forest canopy and stand characteristics. *Journal of Forestry*, 86 (10), S. 31-38.
- NELSON, R. (1997): Modeling forest canopy height and tree crown properties using airborne scanning laser in a boreal nature reserve. *Remote Sensing of Environment*. 79. S. 105-115.
- NELSON, R., ODERWALD R. und G. GREGOIRE (1997): Separating the ground and airborne laser sampling phases to estimate tropical forest basal area, volume and biomass. *Remote Sens. Environ.* 56. S. 1-7.

- NEUMANN, C. (1933): Beitrag zur Vorratsermittlung aus Luftmeßbildern. Zeitschr. für Weltforstwirtschaft 1933. S. 147-158.
- NILSSON, M., (1996): Estimation of tree heights and stand volume using an airborne lidar system. Remote Sensing of Environment, 56, S. 1-7.
- OLOFSSON, K. (2002): Detection of single trees in aerial images using remplate matching. In ForestSat 2002, Operational tools in forestry using remote sensing techniques. Proceedings CD-ROM, talk FI6.3, session Forest Inventory 6, Monitoring Forest Establishment and Development, Forest Research, Forestry Commission, Heriot Watt University, Edinburgh, Scotland, August 5th-9th, 2002.
- OLOFSSON, K. (2003): TreeD version 0.8 an image processing application for single tree Detection. Working paper 106, 2003, ISSN 1401-1204, ISRN SLU-SRG-AR—106-SE, Swedish University of Agricultural Sciences. (SLU), Department of Forest Resource Management and Geomatics, S. 901 83 Umea.
- OPPERMANN, T. und A. LEONHARDT (2002): "Erprobung eines DGPS-gestützten Inventurverfahrens", AFZ - Der/Wald 21/2002.
- PAPATHANASSIOU, K.P., REIGBER, A. und S.R. CLOUDE (1999): Vegetation and Ground Parameter using polarimetric interferometry Part I/II: The Role of Polarization/Parameter Inversion and Optimal Polarizations. Proceedings CEOS SAR Workshop. Toulouse.
- PAPATHANASSIOU, K.P und S.R. CLOUDE (2001): Single baseline polarimetric SAR interferometrie. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing. Vol. 39.. No. 11. S. 2352-2363.
- PAPATHANASSIOU, K.P, METTE, T. und I. HAJNSEK (2003): Model based forest height estimation from single baseline Pol-InSAR data: The Fichtelgebirge test case. Proceedings of POLinSAR Conference. Italy.
- PARKER, G. G., LEFSKY, M. A. und D. J. HARDING (2001): Light transmittance in forest canopies determined using airborne laser altimetry an in-canopy quantum measurements. Remote Sensing of Environment, 76, S. 298-309.
- PATENAUDE, G.L., HILL R.A., MILNE, R., ROWLAND. C.S. und T.P. DAWSON (2002): Forest carbon accounting using airborne laser scanning remote sensing and modelling approaches. Proceedings of the ForestSAT Symposium. Edinburgh 2002.
- POPESCO, S.C., WYNNE, R.H. und R.F. NELSON (2003): Measuring individual tree crown diameter with lidar and assessing its influence on estimating forest volume and biomass. Canadian Journal for Remote Sensing. Vol. 29. No. 5. S. 564-577.
- PERSSON, A. (2001): Extraction of individual trees using laser radar data. Master Thesis EX013, Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden, 28 p.
- PERSSON, A., HOLMGREN, J. und U. SÖDERMANN (2002): Detecting and measuring individual trees using an airborne laser scanner. photogrammetric Engineering & Remote Sensing. Vol. 68. No. 9. September 2002. S. 925-932.
- PERSSON, Å., HOLMGREN, J., SÖDERMAN, U. UND H. OLSSON (2004): Tree species classification of individual trees in Sweden by combining high resolution laser data with high resolution near-infrared digital images, Proceedings of the ISPRS working group VIII/2 Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment, Volume XXXVI, PART 8/W2. S. 204-207.

- PFEIFER, N., KOSTLI, A. und K. KRAUS (1998): Interpolation and filtering of laser scanner data-implementation and first results. International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing. vol. XXXII. Columbus Part 3/1. S. 153-159.
- PFEIFER, N. (2003): Oberflächenmodelle aus Laserdaten. Österreichische Zeitschrift für Vermessung und Geoinformation. 4. S. 243-252.
- PFLUG, M., RINDLE, P. und R. KATZENBEIßER (2004): True-Ortho-Bilder mit Laser-Scanning und multisprectralem Zeilenscanner. Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation. 3. S. 173-178.
- PILZ, H. und STROBL, J. (2002): Versiegelungsanalyse auf Basis digitaler Farbornthophotos mittels objektorientierter Bildverarbeitung. In: T. Blaschke (Hrsg.) Fernerkundung und GIS. Neue Sensoren – innovative Methoden. Herbert Wichmann Verlag. Heidelberg.
- PINZ, A. (1989): Final results of the vision expert system VES: finding trees in aerial photographs. In: Wissensbasierte Masterkennung. (Knowledge-based pattern recognition) OCG-Schriftenreihe 49, Oldensbourg Verlag. S. 90-111.
- PRETZSCH, H., BIBER, P. und J. DURSKÝ (2002): The single tree-based stand Simulator SILVA: construction. Application and evaluation. Forest Ecology and Management. 162 (2002).
- PRETZSCH, H. (2002): Grundlagen der Waldwachstumsforschung. Parey. Berlin.
- PRUSCHA, H. (2005): Statistisches Methodenbuch. Verfahren, Fallstudien, Programmcodes. Springer. Heidelberg.
- POLLOCK, R. J. (1996): The Automatic recognition of individual trees in aerial images of forests based on a synthetic tree crown image model. PhD Thesis. University of British Columbia. Vancouver Canada.
- QUACKENBUSH, L.J., HOPKINS, P.F. und G.J. KINN (2000): Developing forestry products from high resolution digital aerial imagery. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, Vol. 66, No. 11, S. 1337-1346.
- RALL, H. (1995): Die Wälder im Nationalpark Bayerischer Wald: Von forstwirtschaftlicher Prägung zur natürlichen Entwicklung. In: Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald (Hrsg.): Nationalpark Bayerischer Wald – 25 Jahre auf dem Weg zum Naturwald. Grafenau. S. 9-57.
- RALL, H. und K. MARTIN (2002): Luftbildauswertung zur Waldentwicklung im Nationalpark Bayerischer Wald 2001 – Ein neues Verfahren und seine Ergebnisse zur Totholzkartierung. In: Berichte aus dem Nationalpark, Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald 1 (2002).
- REBEL, K. (1924): Das Flugbild im Dienste der Forsteinrichtung. Ber. 21. Hauptvers. D. Deutschen Forstvereins. Bamberg 1924. S. 180-189.
- REESE, H., NILSSON, M., GRANDQVIST PAHLEN, T.; HAGNER, O., JOYCE, S., TINGELÖF, U., EGBERTH M. und H. OLSSON (2003): Countrywide Estimates of Forest Variables Using Satellite Data and Field Data from the National Forest Inventory. Ambio. Vol. 32. No. 8.
- REIGBER, A. (1997): Multitemporale Analyse der Kohärenz von SAR-Daten. Diplomarbeit Universität Konstanz.
- REINEKE, L. H., (1933): Perfecting a stand density index for even aged forests. J. Agric. Res., 46. S.627-638.

- REMMERT, H.(1990): Das Mosaik-Zyklus-Konzept der Ökosysteme – eine Übersicht. NNA-Berichte. 3/3. S. 110-117.
- REUTEBUCH, S., MCGAUGHEY, R., ANDERSEN, H. und W. CARSON (2003): Accuracy of a high-resolution lidar terrain model under a conifer forest canopy. Canadian Journal of Remote Sensing. 29. S. 527-535.
- RÖHLE, H. UND W. HUBER (1985): Untersuchungen zur Methode der Ablotung von Kronenradien und der Berechnung von Kronengrundflächen. Forstarchiv, 56. Jg., H. 6, S. 238-243.
- RÖHLE, H. 1986. Vergleichende Untersuchungen zur Ermittlung der Genauigkeit bei der Ablotung von Kronenradien mit dem Dachlot und durch senkrecht Anvisieren des Kronenrandes (Hochblick Methoden). Forstarchiv, 57. Jg., H.1. S. 67-71.
- RUDEMO, M. (1999): Spatial tree pattern analysis from maxima of smoothed aerial photographs. Proceedings of Automated Interpretation of High Spatial Resolution Digital Imagery for Forestry, Victoria, British Columbia, Canada. (eds. Hill, D.A. and Leckie, D. G.) Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, British Columbia. S. 35-40.
- SCHARDT, M., HRUBY, W., HIRSCHMUGL, M., WACK R. und M. FRANKE (2004): Comparison of aerial photographs and laser scanning data as methods for obtaining 3D forest stand parameters. International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Volume XXXVI, Part 8/W2. S. 272-276.
- SCHEIBER, R. (1998): Along- and across-track interferometry using the E-SAR system. Proceedings of IGARSS, Vol., 1998. S. 1097-1099.
- SCHERZINGER, W. (1996): Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Ulmer. Stuttgart. 447 S.
- SCHNADT, K. und KATZENBEISSER, R. (2004): Unique airborne fiber scanner technique for application-oriented lidar products. International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, VOLUME XXXVI, PART 8/W2.
- SCHNEIDER, T., KOK, R., DE, BUCK, A. UND I. MANAKOS (2000): Objektorientierte Bildanalyse – Paradigmenwechsel in der thematischen Auswertung von Erdbeobachtungsdaten. In: Lehrstuhl für Landnutzungsplanung und Naturschutz (Hrsg.): Landnutzungsplanung und Naturschutz: Aktuelle Forschungsberichte. Festschrift zur Emeritierung von Prof. Dr. Ulrich Ammer (2000), S. 234-258.
- SCHWABISCH, M. und J. MOREIRA (1999): The high resolution airborne interferometric SAR AeS-1. In Proceedings of the 4 th International Airborne Remote Sensing Conference and Exhibition and 21 st Canadian Symposium on Remote Sensing. 21-24 Juni 1999. Ottawa.
- SDINO, R. E., (1996): Der Crown Competition Factor und andere Bestandesdichtemaße im Vergleich. Diplomarbeit, Institut für Waldwachstumsforschung, Universität für Bodenkultur, Wien.
- SHORT, N. M. (1982): The Landsat tutorial workbook – Basics of satellite remote sensing, NASA ref. Pub. 1078, Greenbelt.
- SITHOLE, G. und G. VOSSERMANN (2004): Experimental comparison of Filter Algorithms for bare Earth extraction from airborne laserscanning point clouds. ISPRS Journal for Photogrammetry and Remote Sensing (59). S. 85 – 101.

- SMITS, P., C., DELLEPIANE, S. G. und R. A. SCHOWENGERDT (1999): Quality assessment of image classification algorithms for land-cover mapping: a review and a proposal for a cost-based approach. *Int. J. Remote Sens.*, 20, 8, 1461-1486.
- SOLBERG, S., NAESSET, E., LANGE, H. und O.M. BOLLANDSAS (2004): Remote sensing for forest health. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Volume XXXVI, Part 8/W2, S 161-166.
- SOILLE, R. (1999): *Morphological image analysis*. Springer. Berlin.
- SOLODUKHIN, V., ZUKOV, A. und I. MAZUGIN (1977): Possibilities of laser aerial photography for forest profiling. *Lesnoe Khozyaisto*. 10. S. 53 –58.
- STRAUB, B.-M. und C. HEIPKE (2001): Automatic extraction of trees for 3D-city models from images and height data. In: *Automatic Extraction of Man-Made Objects from Aerial and Space Images*. S. 267-277.
- STERBA, H. (1981): Natürlicher Bestockungsgrad und Reinekes SDI. *Centralblatt für das gesamte Forstwesen*. 98. S. 101-116.
- STOIFL, P., (2000): Die Bestandesdichte aus Laser-Scanner-Daten. Diplomarbeit, Institut für Waldwachstumsforschung, Universität für Bodenkultur, Wien.
- TIEDE, D., BLASCHKE, T. und HEURICH, M. (2004): „Object-based semi-automatic mapping of forest stands with laser scanner and multi-spectral data“, *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Volume XXXVI, Part 8/W2. S. 328-333.
- TIEDE, D., BURNETT C. und M. HEURICH (2004): Objekt-basierte Analyse von Laserscanner- und Multispektraldaten zur Einzelbaumdelinierung im Nationalpark Bayerischer Wald. In: Strobl, J., Blaschke T. & Griesebner, G. (Hrsg.): *Angewandte Geoinformatik 2004*. Beiträge zum 16. AGIT-Symposium Salzburg 2004, H. Wichmann Verlag, Heidelberg. S. 690-695.
- TIEDE, D., BLASCHKE, T. und M. HEURICH (2004): Object-based semi-automatic mapping of forest stands with laser scanner and multi-spectral data. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Volume XXXVI, Part 8/W2, pp. 328-333.
- TIEDE, D. und C. HOFFMANN (2006): Process oriented object-based algorithms for single tree detection using laser scanning. Vortrag anlässlich des Workshops „3D-Remote Sensing in Forestry“. 14. Bis 15. Februar. Wien.
- TODD, K. W., CSILLAG, F. und P. M. ATKINSON (2003): Three-dimensional mapping of light transmittance and foliage distribution using lidar. *Canadian Journal of Forest Research*, Vol. 29, No. 5, S. 544-555.
- TOMPO, E. (1993): Multi-source national forest inventory of Finland. *Proceedings Ilvessalo Symposium on National Forest Inventories, Finn. For. Res. Inst.. Res. Paper 444*. S. 52-60.
- TÖMRÄ, M. (2000): Estimation of tree species proportions of forest stands using laser scanning. In: *Proceedings from the XIXth Congress of ISPRS, Amsterdam 2000*. Holland. 16 bis 23 Juli. Vol. XXXIII. S. 1524-1531.
- TOPOSYS (2002): Auswertungsprotokolle der Höhendaten im Bayerischen Wald. Unveröffentlichter Bericht.
- TREUHAFT, R.N. und P.R. SIQUEIRA (2000): Vertical structure of vegetated land surfaces from interferometric and polarimetric radar. *Radio Science*. 35 (1). S. 141-177.

- TREUHAFT, R.N. und P.R. SIQUEIRA (2004): The calculated performance of forest structure and biomass estimates from interferometric radar. *Waves in Random Media* 14. S. 345-358.
- ULANDER, L.M.H., SMITH, G., ERIKSSON, L., FOLKESSON K., FRANSSON J.E.S., GUSTAVSSON, A., HALLBERG, B., JOYCE, S., MAGNUSSON, M., OLSSON, H., PERSSON, A., und F. WALTER (2005): Evaluation of using space- and airborne radar für mapping wind-thrown forests after the January 2005 hurricane in southern Sweden. *Proceedings of Forest Sat 2005*. S. 99-104.
- VAN ZYL, J.J. (1993): The effect of topography on radar scattering from vegetated area. *IEEE Transactions on Geosciences & Remote Sensing*, 31(1), S. 153-160.
- VDI (1990): Interpretationsschlüssel für die Auswertung von CIR-Luftbildern zur Kronenzustandserfassung von Nadel- und Laubgehölzen- Fichte, Buche und Eiche. *VDI-Richtlinien 3793*, Blatt 2.
- VON HANSEN, W. und T. VÖGTLE (1999): Extraktion der Geländeoberfläche aus flugzeuggetragenen Laserscanner-Aufnahmen. *Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation* 4/1999, S. 229-236.
- VOSELTMANN, G. (2000): Slope-based filtering of laser altimetry data. In: *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*. Vol. 33, Part B3/2. S. 935-942.
- VOSELTMANN, G. und H.-G. MAAS (2001): Adjustment and filtering of raw laser altimetry data. *Proceedings of OEEPE Workshop on Airborne Laser Scanning and Interferometric SAR für Detailed Digital Elevation Models*. Stockholm.
- WAGNER, W., EBERHÖFER, C., HOLLAUS, M. und G. SUMMER (2004): Robust filtering of airborne laser scanner data für vegetation analysis. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Volume XXXVI, Part 8/W2. S. 56-61.
- WARING, R.H., WAY, J., HUNT, E.R., MORRISSEY, L., RANSON, K.J., WEISHAMPEL, J.F., OREN, R. und S.E. FRANKLIN (1995): Imaging Radar for ecosystem studies. *BioScience*. 45(10). S. 715-723.
- WEHR, A. und U. LOHR (1999): Airborne laser scanning – an introduction and overview. *ISPRS Journal of Photogrammetrie and Remote sensing* 54, S. 68-82.
- WEINACKER, H., KOCH, B., HEYDER, U. und R. WEINACKER (2004): Development of filtering, segmentation and modelling modules for LIDAR and multispectral data as a fundament of an automatic forest inventory system. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Volume XXXVI, Part 8/W2. S. 50-55.
- YODA, K., KIRTA, T., OGAWA, H und K. HOZUMI (1963): Selfthinning in over crowded pure stands under cultivated and natural conditions (Intra specific competition among higher plants XI). *J. Inst. Polytech., Oskaka City Univ., Series D*. 14, S.107-129.
- YU, Y., HYYPPÄ, J., HYYPPÄ, H. und M. MALTAMO (2004): Effects of flight altitude on tree height estimation using airborne laser scanning. *International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. Volume XXXVI, Part 8/W2. S. 96-101.
- YU, Y., HYYPPÄ, J., KAARTINEN, H. und M. MALTAMO (2004): Automatic detection of harvested trees and determination of forest growth using airborne laser scanning. *Remote Sensing of Environment*. 90 (4): S. 451-462.



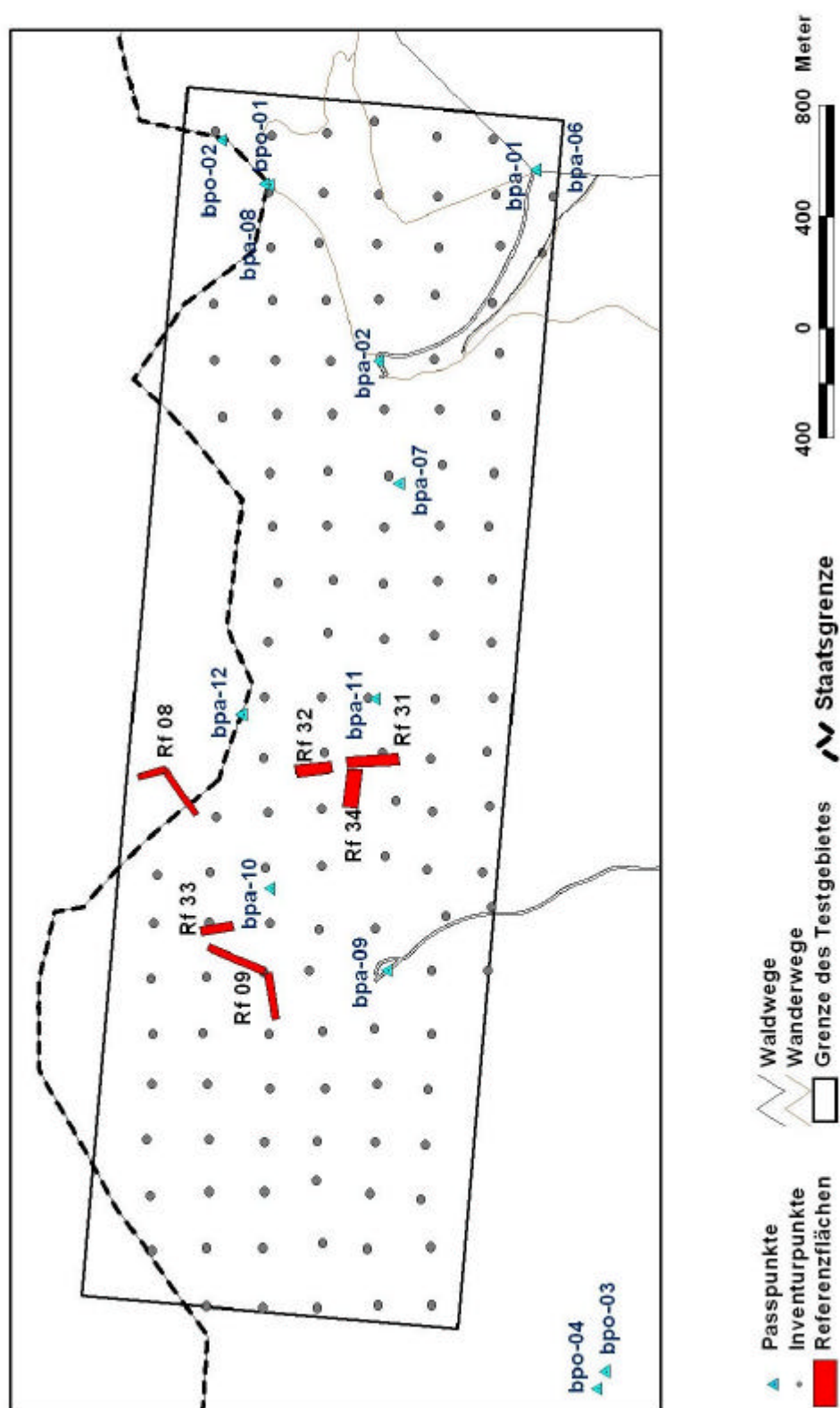
- ZHAO, G, SHAO, G., REYNOLDS, M.K., WIMBERLY, M.C., WARNER, T., MOSER, J.W., RENNOLLS, K., MAGNUSSEN, S., KÖHL, M., ANDERSON, H-E., MENDOZA, G.A., DAI, L., HUTH, A., ZHANG, L., BREY, J., SUN, Y., YE, R., MARTIN, B.A. und F. LI (2005): Digital forestry: A white paper. *Journal of Forestry*. January/February 2005. S. 47-50.
- ZÖHRER, F. (1977): Zur Entwicklung einer optimalen Inventurmethode für die Forsteinrichtung. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*. 96.
- ZÖHRER, F. (1980): Forstinventur. Ein Leitfaden für Studium und Praxis. *Pareys Studentexte* 26. Verlag Paul Parey. Hamburg und Berlin. 207 S.

**13. ANLAGE:**

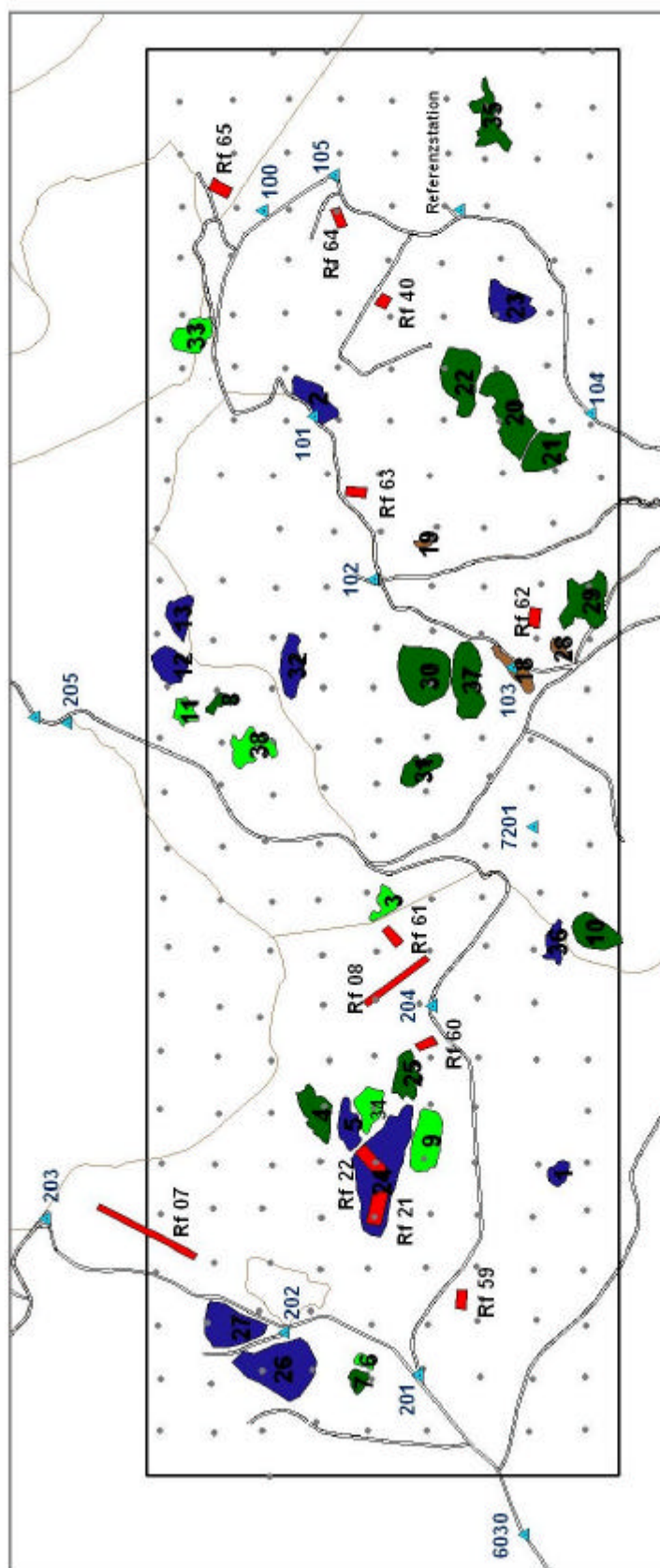
0.	INHALTSVERZEICHNIS.....	01
1.	KARTOGRAPHISCHE ÜBERSICHT DER TESTGEBIETE.....	02
2.1	Testgebiet B.....	02
2.2	Testgebiet C.....	03
2.3	Testgebiet D.....	04
2.4	Testgebiet E.....	05
2.	ÜBERSICHT ÜBER DIE REFERENZFLÄCHEN UND DIE DORT ERFASSTEN PARAMETER.....	06
3.	BESCHREIBUNG DER REFERENZFLÄCHEN.....	08
4.	BILDFLÜGE DER NATIONALPARKVERWALTUNG.....	42
5.	ÜBERSICHT REFERENZBESTÄNDE.....	43
6.	VERGLEICH DER OBERFLÄCHEN- UND BODENMODELLE AUF DEN REFERENZBESTÄNDEN.....	45
6.1	Lidar DSM minus Lidar DTM (=Lidar-DCM) sowie Lidar minus X-Band (=X-Band-DCM).....	46
6.2	X-Band minus P-Band (= X/P-Band-DCM) .....	47
6.3	Photo DSM minus Lidar DTM (= Photo DCM).....	48
6.4	Lidar DTM sowie P-Band DTM.....	49

# 1 KARTOGRAPHISCHE ÜBERSICHT DER TESTGEBIETE

## Testgebiet B



# Testgebiet C



## Referenzbestände

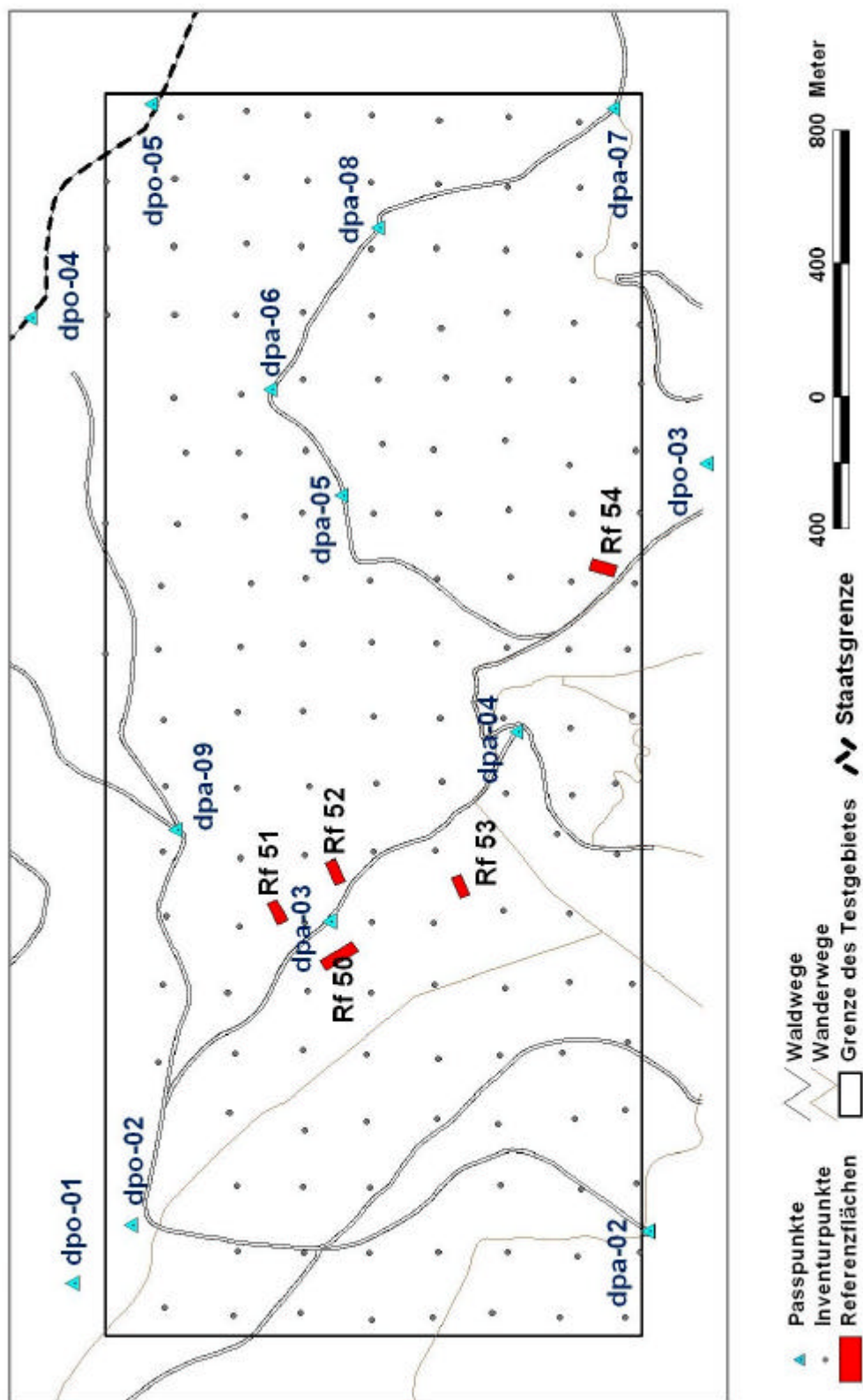
- Laubholz
- Nadelholz
- Mischbestand
- Nichtholzboden

- ▲ Passpunkte
- Inventurpunkte
- Referenzflächen

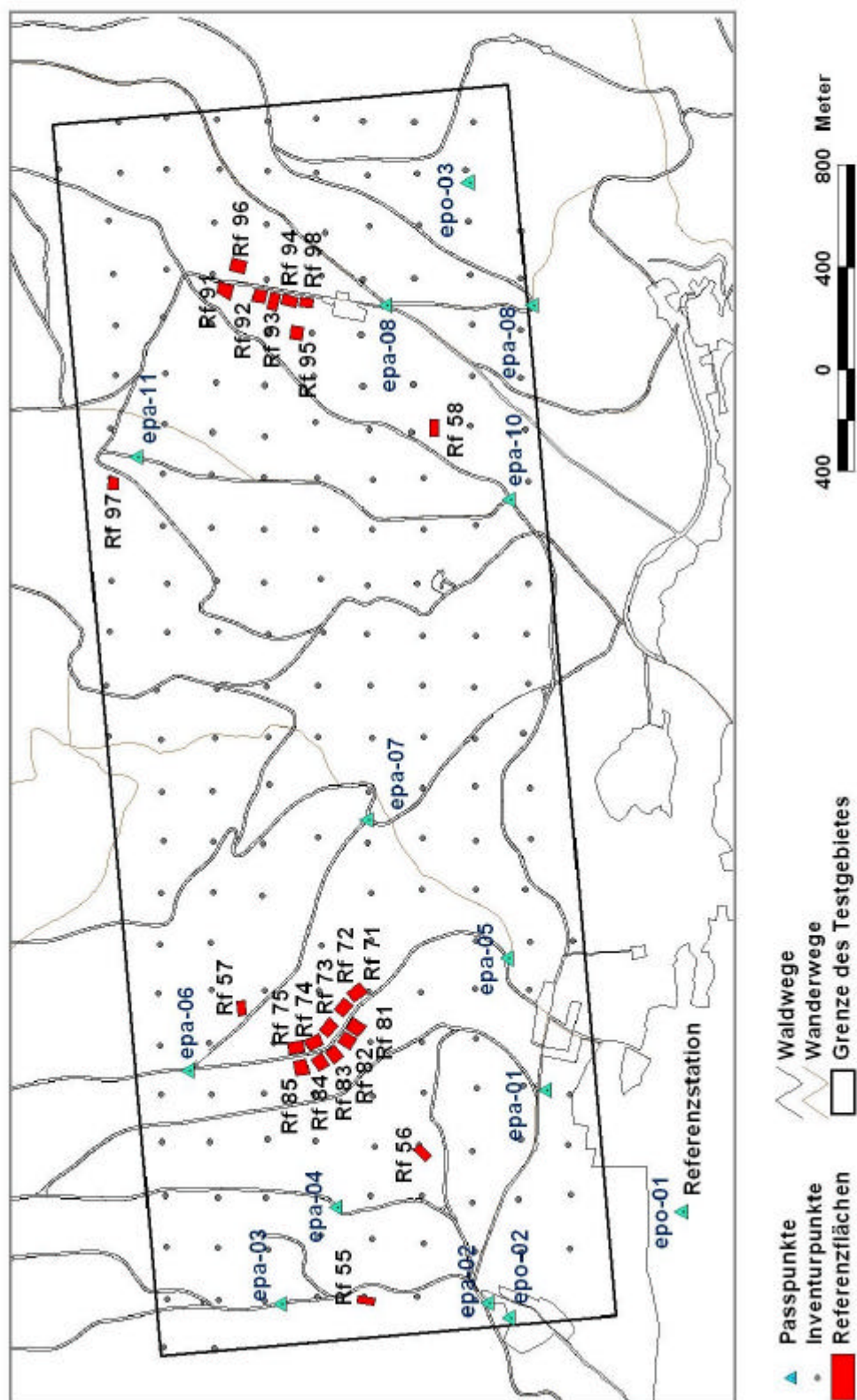
- Waldwege
- Wanderwege
- Grenze des Testgebietes



# Testgebiet D



# Testgebiet E





## 2 ÜBERSICHT ÜBER DIE REFERENZFLÄCHEN UND DIE DORT ERFASSTEN PARAMETER

Nr.	Name	Entwicklungsstadium	Testgebiet	Quelle	Höhe NN [m]	Neigung [%]	Flächengröße [m]	Genauigkeit Stammposition	Probequadrate	Baumhöhe	Kronenansatz	Kronenablotung	Deckungsschätzung
7	WW Schönort	JS	C	NPV	895	9,2	10x400	cm	X	alle			
8	WW Feistenhäng	JS	C	NPV	873	5,7	10x280	cm	X	alle			
9	WW Gfeichtethöh	JS	B	NPV	1175	10,0	10x220	cm	X	alle			
10	WW Ebengfeichtet	JS	B	NPV	1219	9,8	10x190	cm	X	alle			
21	Lärchenberg	PS	C	NPV	860	6.4	20x100	cm	X	alle	X	X	X
22	Lärchenberg	PS	C	NPV	885	29.8	20x100	cm	X	alle	X	X	X
31	Ebengfeichtet_1	JS	B	NPV	1180	5,5	20x150	cm	X	alle	X		
32	Ebengfeichtet_2	JS	B	NPV	1190	4,6	20x100	cm	X	alle	X		
33	Ebengfeichtet_3	JS	B	NPV	1180	9,8	20x100	cm	X	alle	X		
34	Ebengfeichtet_4	JS	B	NPV	1180	0,7	20x120	cm	X	alle	X		
40	ECE_Fichte	JS	C	NPV	820	5,5	50x50	cm	X	alle	X		
50	Hochwiesel A	VS	D	HTO	1240	9.5	20x80	cm	X	alle	X	X	X
51	Hochwiesel B	VS	D	HTO	1225	1.5	20x50	cm	X	alle	X	X	X
52	Sulzschachten A	PS	D	HTO	1220	11.5	20x50	cm	X	alle	X	X	X
53	Sulzschachten B	WS	D	HTO	1235	24.2	20x50	cm	X	alle	X		X
54	Höllbachau	WS	D	HTO	1160	20.2	20x50	cm	X	alle	X		X
55	Rothkreuz	PS	E	HTO	610	0.4	20x50	cm	X	alle	X		X
56	Haselau	PS	E	HTO	640	16.9	20x60	cm	X	alle	X		X
57	Sallerhäng	VS	E	HTO	765	13.1	20x50	cm	X	alle	X	X	X
58	Totenschädel	VS	E	HTO	710	13.6	20x50	cm	X	alle	X		X
59	Recherau	WS	E	HTO	810	2.7	20x50	cm	X	alle	X		X
60	Feistenhäng A	VS	C	HTO	890	15.3	20x50	cm	X	alle	X	X	X
61	Feistenhäng B	VS	C	HTO	850	16.8	20x50	cm	X	alle	X	X	X
62	Hüttenau	PS	C	HTO	784	3.0	20x50	cm	X	alle	X		X
63	Grüben	RS	C	HTO	805	2.9	20x60	cm	X	alle	X	X	X
64	Schachtenebene	RS	C	HTO	835	4.6	20x60	cm	X	alle	X	X	X

65	Diensthütte	RS	C	HTO	875	13.0	20x60	cm	X	alle	X	X	X
71	Sallerhäng_134	RS	E	WWK	708	27.1	60x50	dm		Stich.			
72	Sallerhäng_134	RS	E	WWK	712	33.8	60x50	dm		Stich.			
73	Sallerhäng_134	RS	E	WWK	718	31.5	60x50	dm		Stich.			
74	Sallerhäng_134	RS	E	WWK	720	26.7	60x50	cm		X			
75	Sallerhäng_134	RS	E	WWK	727	31.0	60x50	dm		Stich.			
81	Sallerhäng_135	RS	E	WWK	690	26.6	60x50	cm		X			
82	Sallerhäng_135	RS	E	WWK	693	27.0	60x50	dm		Stich.			
83	Sallerhäng_135	RS	E	WWK	698	25.3	60x50	dm		Stich.			
84	Sallerhäng_135	RS	E	WWK	701	28.2	60x50	dm		Stich.			
85	Sallerhäng_135	RS	E	WWK	704	25.5	60x50	dm		Stich.			
91	Scheuereck_111	RS	E	WWK	764	15.7	60x60	cm	X	alle	X	X	X
92	Scheuereck_111	VS	E	WWK	767	13.3	50x50	cm		alle	X	X	
93	Scheuereck_111	VS	E	WWK	766	14.3	70x40	cm	X	alle	X	X	X
94	Scheuereck_111	VS	E	WWK	768	15.7	45x65	cm	X	alle	X	X	X
95	Scheuereck_111	VS	E	WWK	750	16.0	50x50	cm	X	alle	X	X	X
96	Scheuereck_111	VS	E	WWK	781	16.9	50x60	cm		alle	X	X	
97	Scheuereck_111	VS	E	WWK	794	13.9	40x50	cm		alle	X	X	
98	Scheuereck_111	RS	E	WWK	769	16.0	40x50	cm	X	alle	X	X	



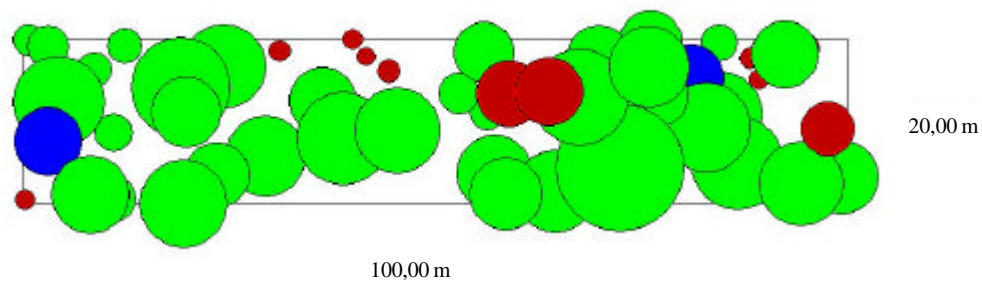
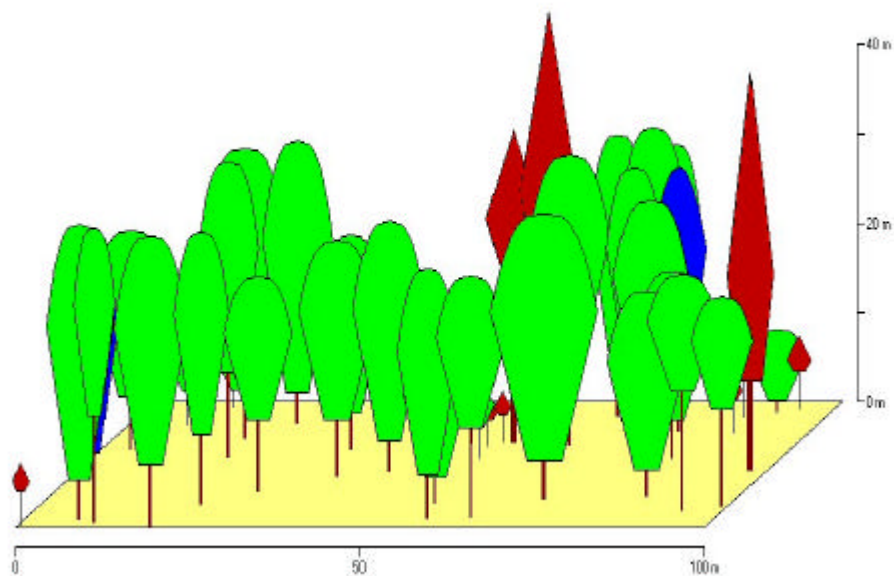
### 3 BESCHREIBUNG DER REFERENZFLÄCHEN (OHNE JUGENDSTADIEN)

#### 21 Lärchenberg A

Buchen-Fichten-Edellaubbaum-Bestand  
Plenterstadium  
räumig

Naturzone

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
160 (15 - 205)	20 x 100	Picea A.	65	40,84	39,65	40,84	39,65	8	130	0,63	28,87
		Fagus S.	180	29,75	44,95	28,63	35,76	18	270	0,12	60,20
		Acer/ Tilia.	10	27,56	65,80	27,56	65,80	3	49	0,15	10,93
		Alle Arten	255					29	449	0,90	

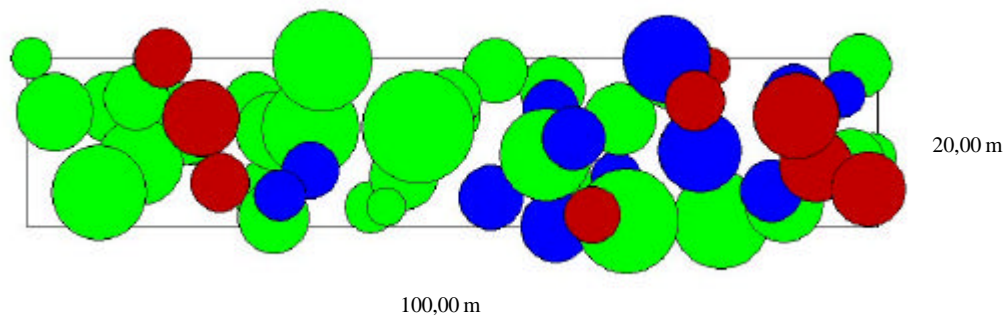
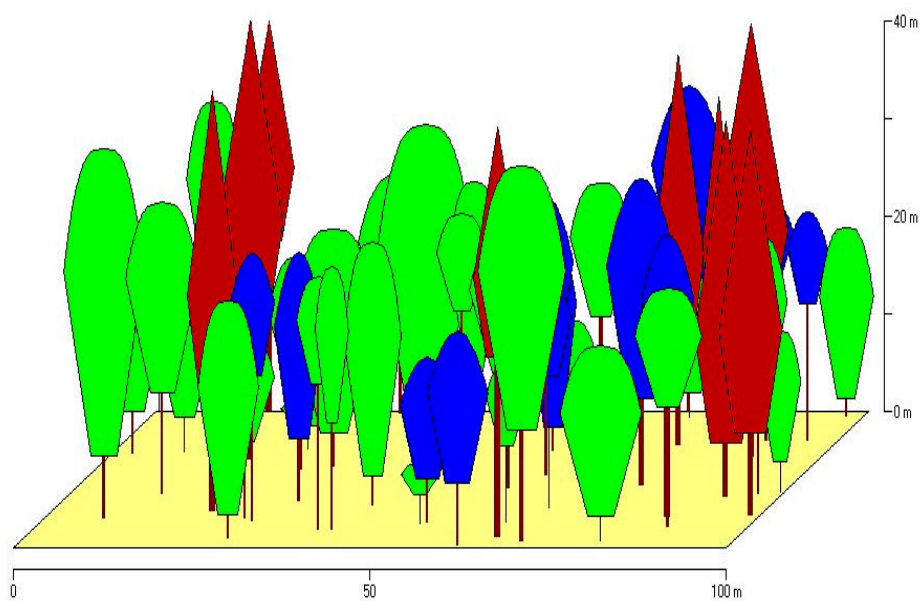


**22 Lärchenberg B**

Fichte-Buche-Edellaubbaum-Bestand  
 Plenterstadium  
 licht (Mitte räumig)

Naturzone

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
160 (15 - 205)	20 x 100	Picea A.	45	41,7	77,36	41,7	77,36	21,15	349,39	0,50	50,68
		Fagus S.	165	29,51	37,65	27,81	31,82	13,12	189,05	0,31	27,42
		Acer/ Tilia.	60	27,8	46,98	27,8	46,98	10,40	150,97	0,34	21,90
		Alle Arten	270					44,67	689,41	1,15	

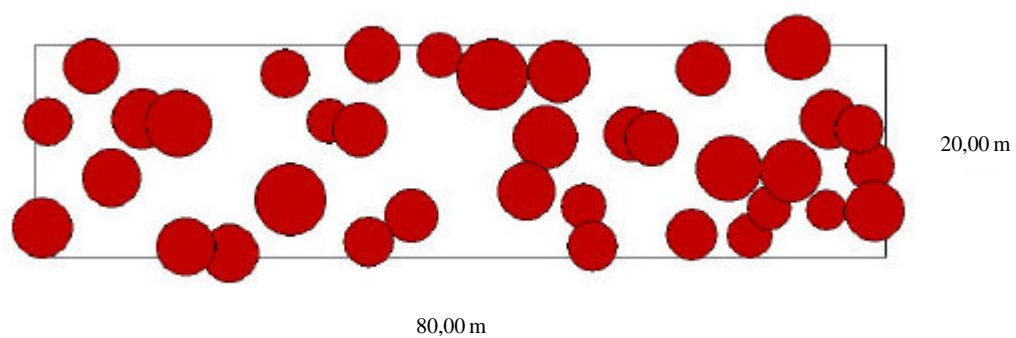
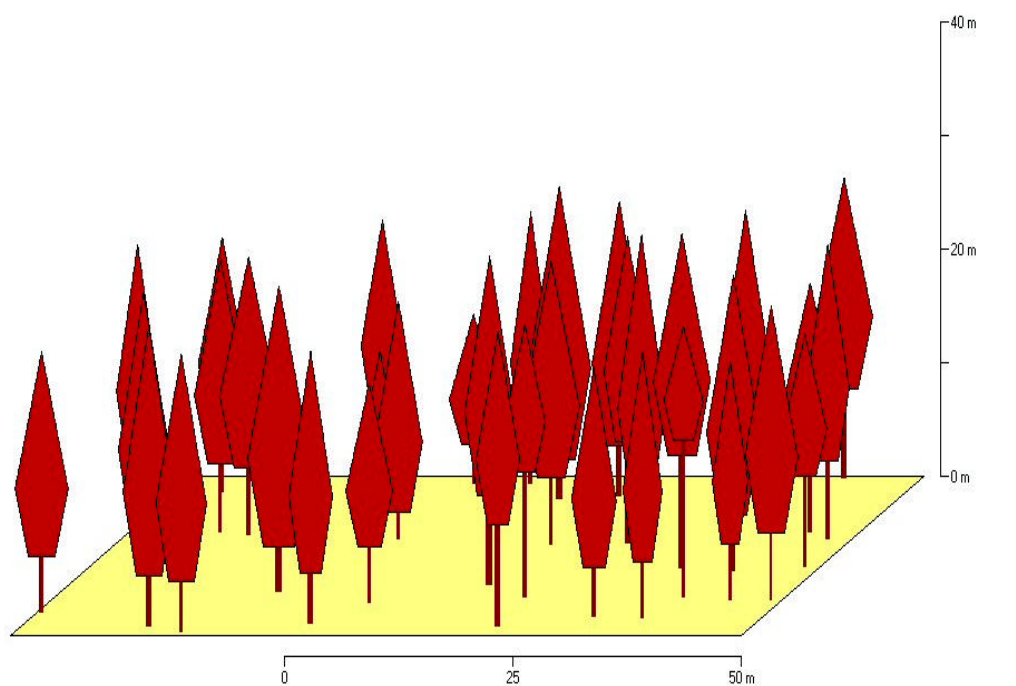


**50 Hochwiesel A**

Fichten-Bestand  
Verjüngungsstadium  
räumig

Entwicklungszone IIa

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
130 - 190	20 x 80	Picea A.	225	26,51	60,63	25,26	48,81	42	472	1,00	100

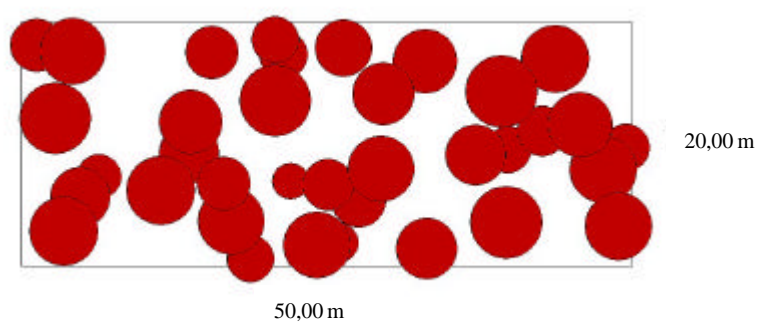
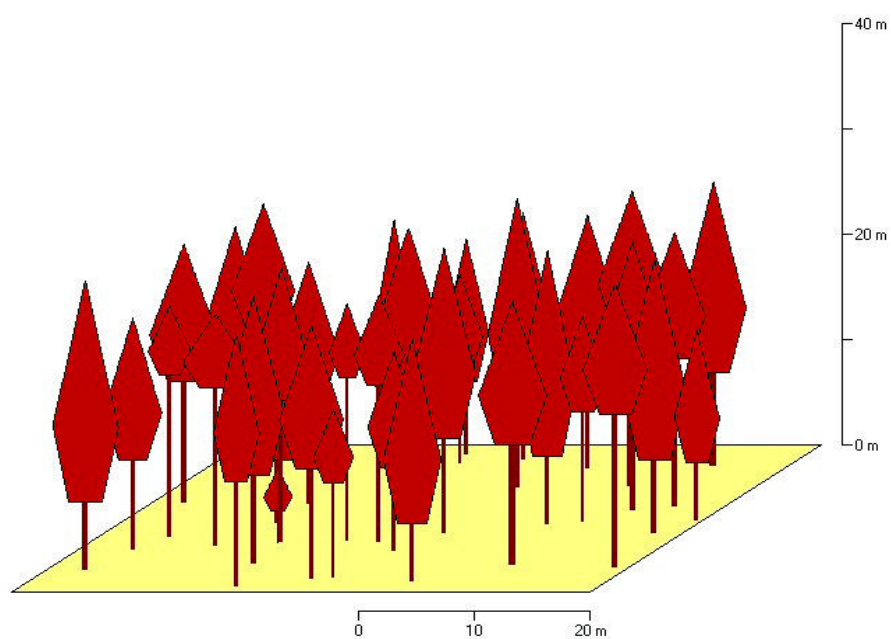


**51 Hochwiesel B**

Fichten Bestand  
Verjüngungsstadium  
licht

Entwicklungszone IIa

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
125 - 140	20 x 50	Picea A.	370	26,5	58,9	24,75	41,47	50	563	1,25	100

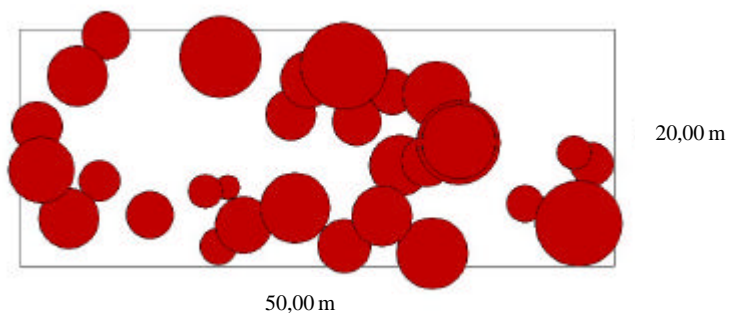
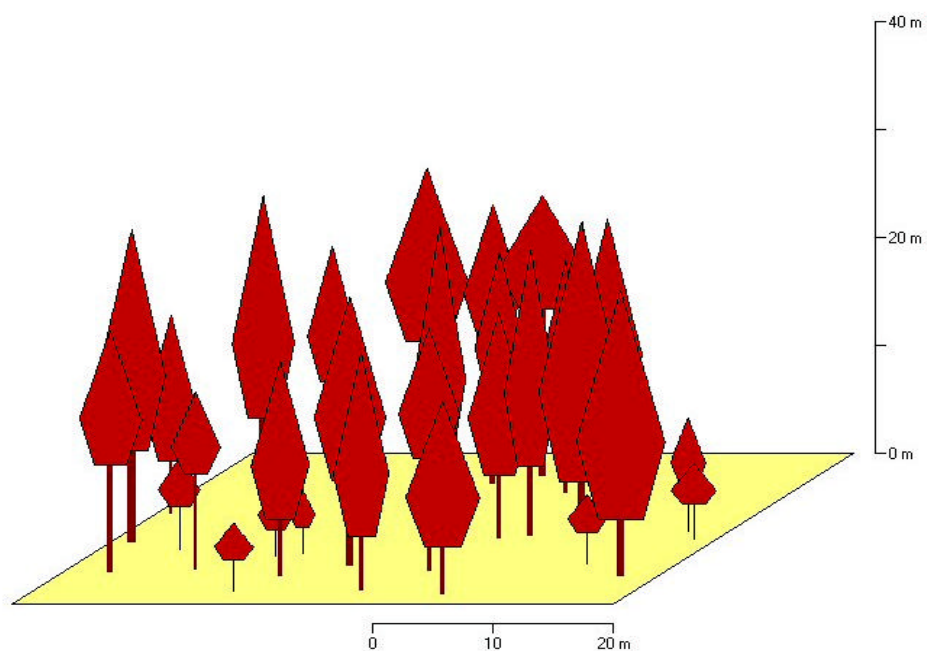


### 52 Sulzschichten A

Fichten Bestand  
Plenterstadium  
räumig

Entwicklungszone IIa

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
160 - 170	20 x 50	Picea A.	300	26,79	61,9	25,01	41,69	41	454	1,01	100

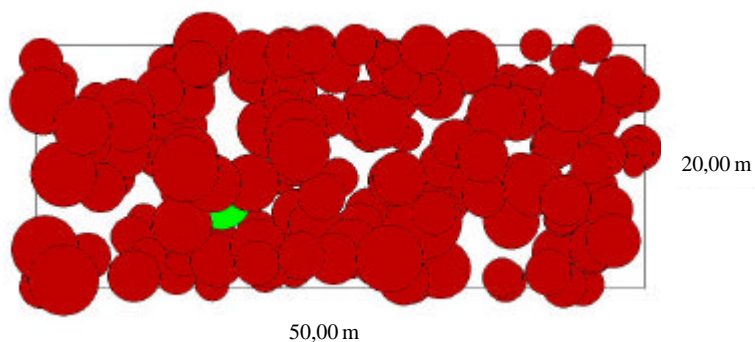
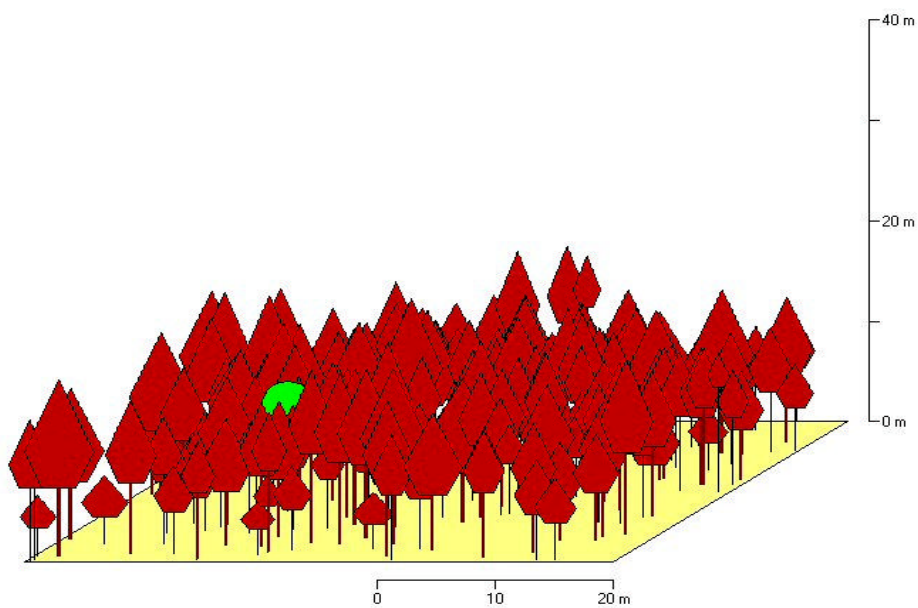


### 53 Sulzschachten B

Fichten-Bestand  
Wachstumsstadium  
licht-geschlossen

Entwicklungszone IIa

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
65	20 x 50	Picea A.	1930	16,54	35,7	13,79	18,7	53	345	1,58	99,70
		Fag.	10	12,9	12	12,9	12	0	1	0,01	0,21
		Sorb.	10	12,4	8	12,4	8	0	0	0,00	0,09
		Alle Arten	1950					53	346	1,59	



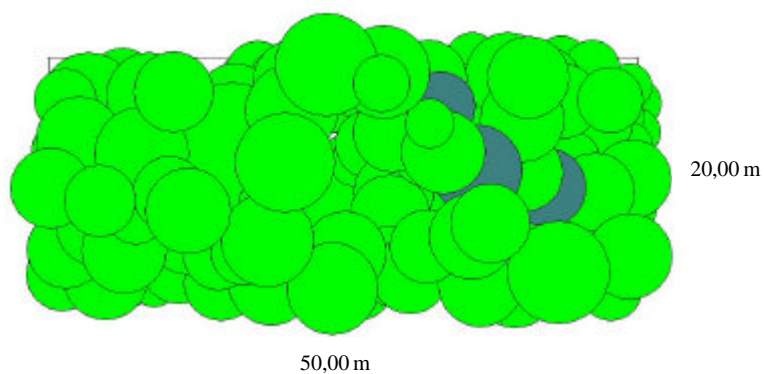
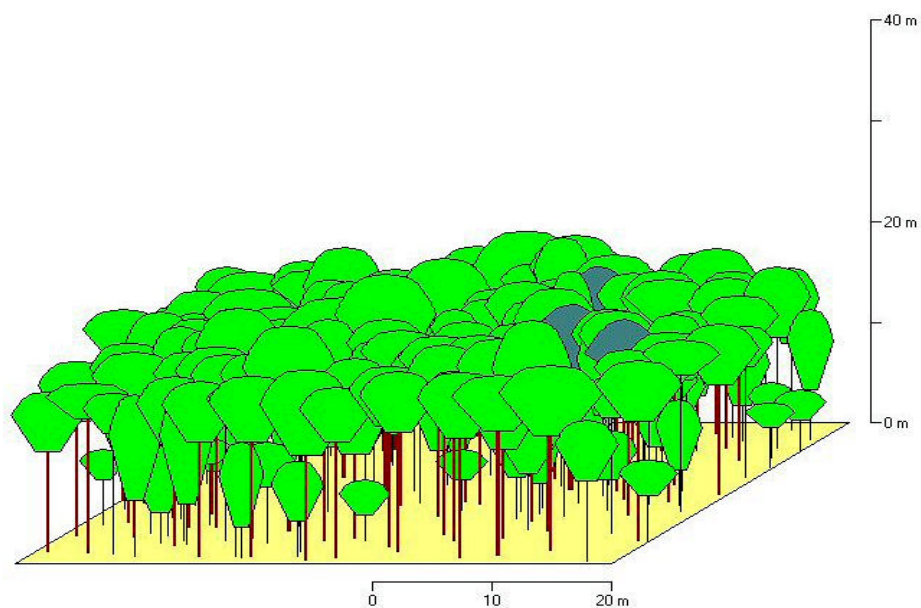


### 54 Höllbachau

Buchen-Bestand  
Wachstumsstadium  
gedrängt bis geschlossen

Entwicklungszone IIb

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
65-72	20 x 50	Fagus S.	1830	19,04	33,3	17,25	16,9	41	339	1,96	93,11
		Sorbus A.	30	18,34	35,9	18,34	35,9	3	26	0,12	6,89
		Alle Arten	1860					44	365	2,08	

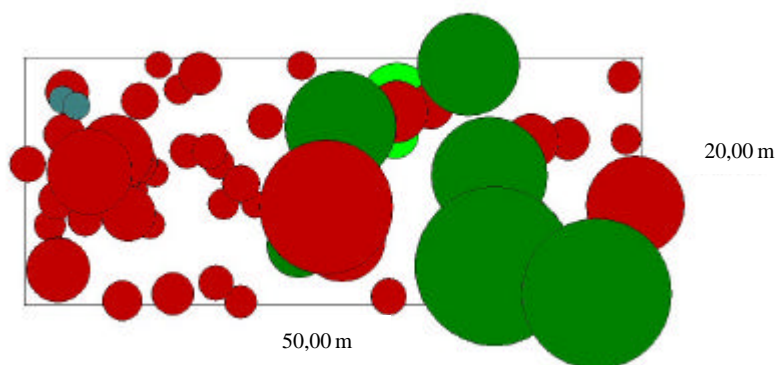
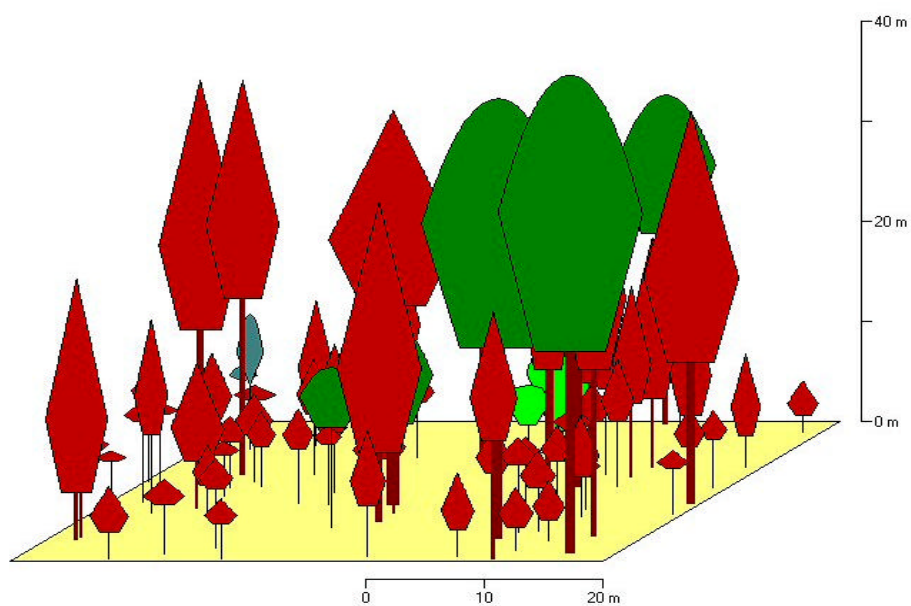


### 55 Rotkreuz

Fichten-Tannen-Bestand  
Plenterstadium  
räumig

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
220 - 270	20 x 50	Picea A.	680	36,82	57,4	31,88	25,28	34	456	0,56	63,97
		Abies A.	70	40,41	58,6	40,41	58,6	19	336	0,56	35,38
		Fagus S.	20	10,46	11,7	10,46	11,7	0	1	0,02	0,41
		Sorbus A.	20	11,25	9,06	11,25	9,06	0	0	0,01	0,24
		Alle Arten	790					53	793	1,15	



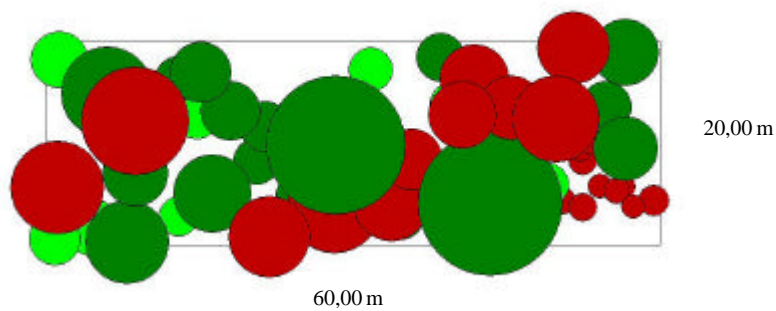
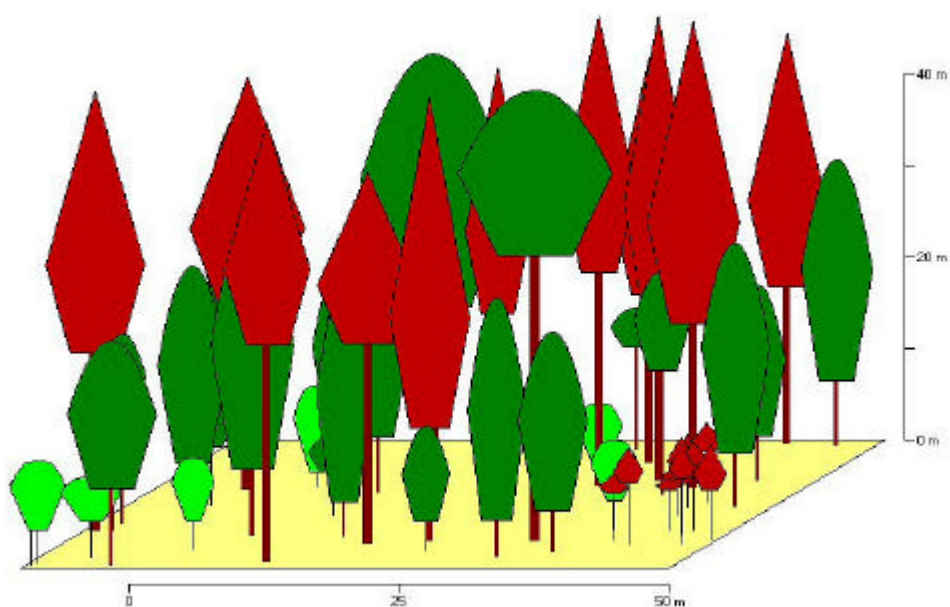


**56 Haselau**

Fichten-Tannen-Bestand  
Plenterstadium  
räumig

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
135 - 210	20 x 60	Picea A.	175	46,76	70,67	46,36	55,46	42	782	0,56	61,65
		Abies A.	192	40,62	50,75	38,23	41,3	26	436	0,84	37,45
		Fagus A.	75	10,85	10,27	10,85	10,27	1	3	0,05	0,90
		Alle Arten	442					69	1221	1,45	

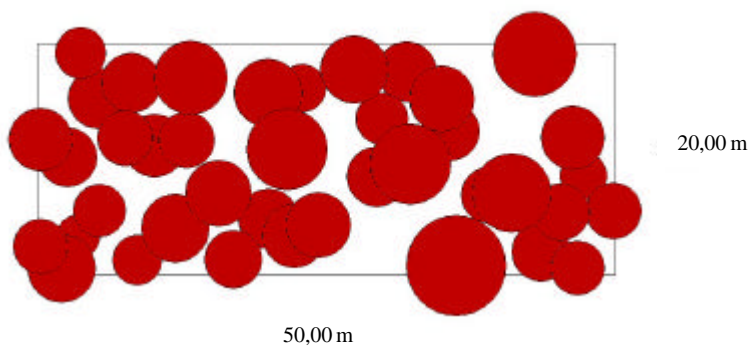
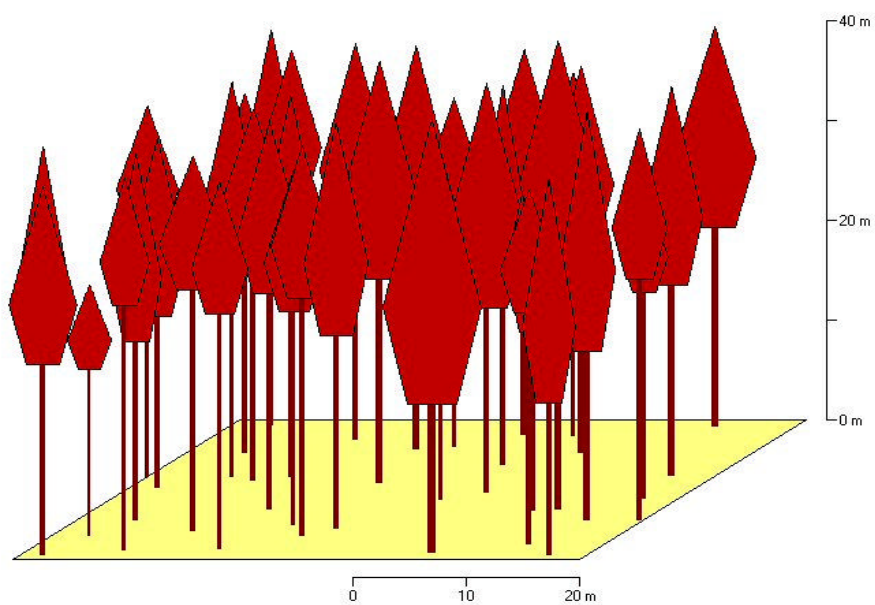


### 57 Sallerhäng

Fichten-Bestand  
Verjüngungsstadium  
geschlossen

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
90 - 105	20 x 50	Picea A.	400	41,15	60,7	38,69	46,81	69	1201	1,02	100

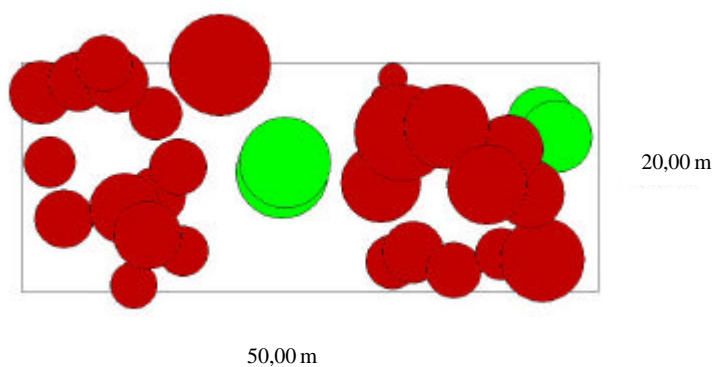
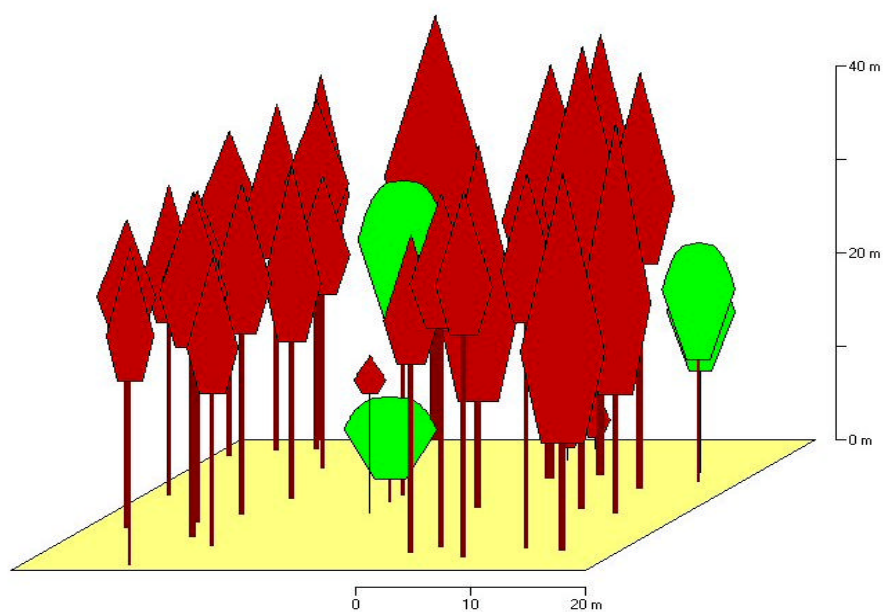


**58 Totenschädel**

Fichten-Bestand  
Verjüngungsstadium  
licht

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
80 - 90	20 x 50	Picea A.	280	43,01	69,5	40,34	49,82	55	950	0,78	95,99
		Fagus A.	40	26,72	26,94	26,72	26,94	2	31	0,08	4,01
		Alle Arten	320					57	982	0,86	

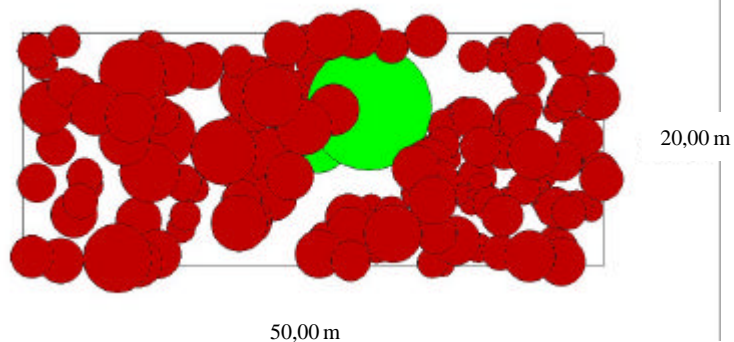
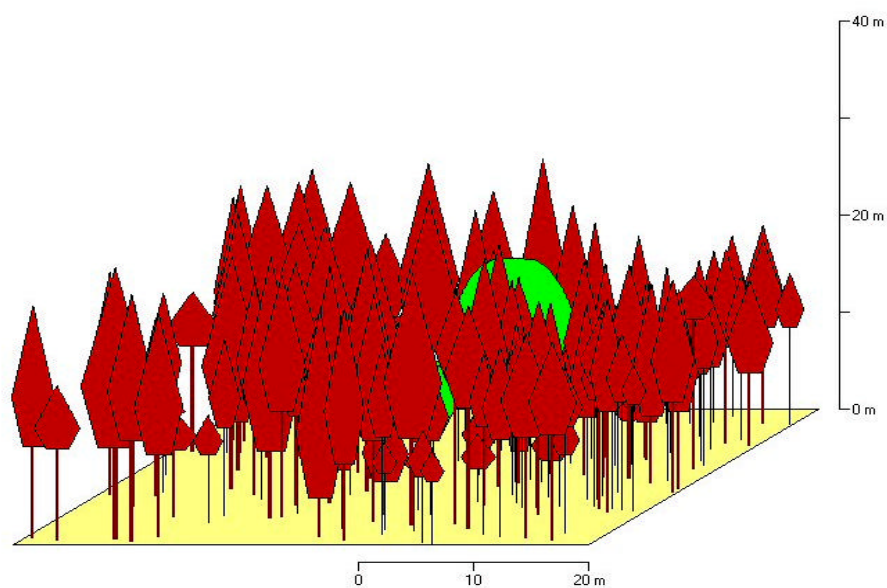


### 59 Recherau

Fichten-Bestand  
 Wachstumsstadium  
 Fi 50j. licht-geschlossen  
 Fi 30j. geschlossen

Naturzone

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
30 – 50	20 x 50	Picea A.	1540	26,08	42,3	21,6	21,42	55	571	1,21	97,15
		Fagus S.	30	18,95	26,34	18,95	26,34	2	16	0,08	2,85
		Alle Arten	1570					57	587	1,29	

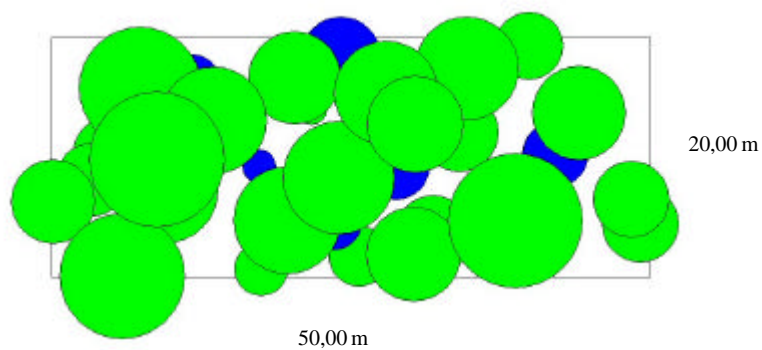
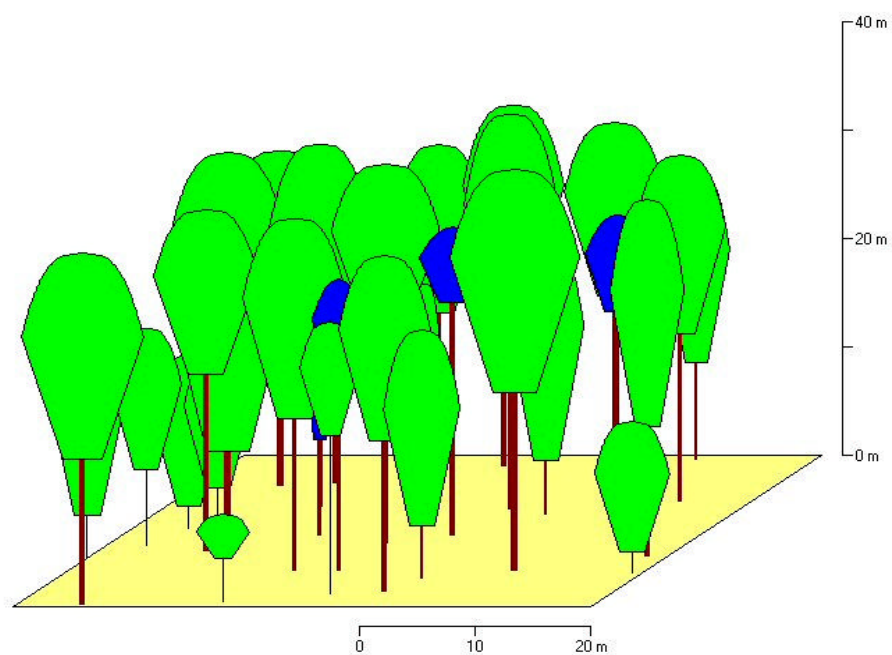


**60 Feistenhäng A**

Buchen-Edellaubholz-Bestand  
Verjüngungsstadium  
geschlossen

Naturzone

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
110	20 x 50	Fagus S.	260	34,1	53,1	32,55	36,72	28	470	0,88	79,04
		Acer	60	27,97	39,35	27,97	39,35	7	107	0,25	20,96
		Alle Arten	320					35	577	1,13	

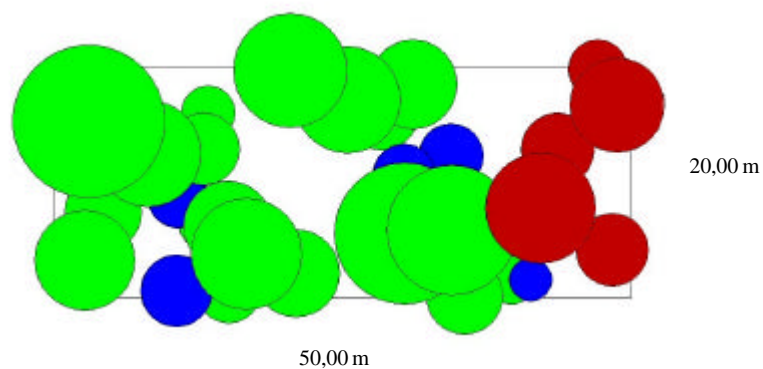
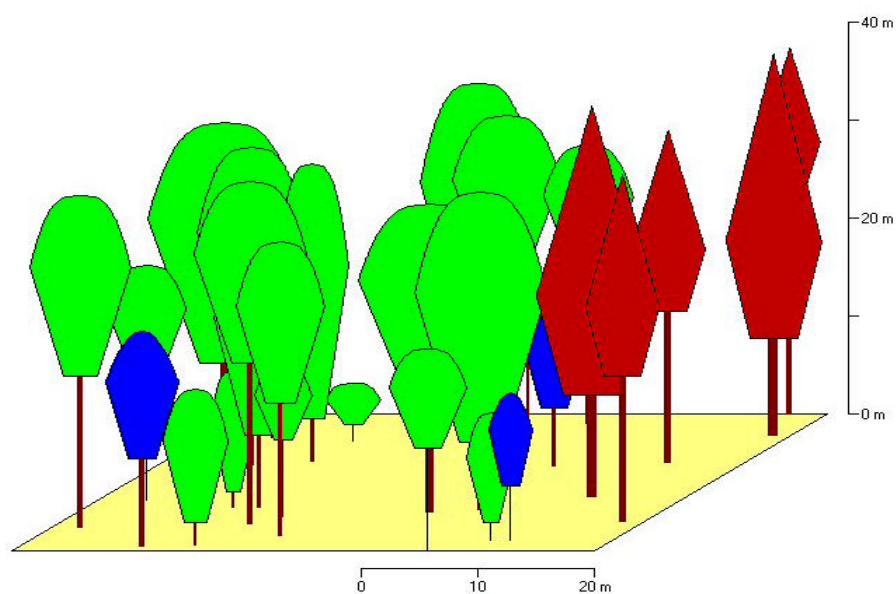


**61 Feistenhäng B**

Buchen-Fichten-Edellaubholz-Bestand  
Verjüngungsstadium  
geschlossen

Naturzone

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
110	20 x 50	Picea A.	50	37,77	69,11	37,77	69,11	19	289	0,3	39,70
		Fagus S.	210	32,56	54,7	31,31	38,56	25	403	0,81	51,89
		Acer	50	22,92	31,8	22,92	31,8	4	47	0,12	8,40
		Alle Arten	310					47	739	1,23	



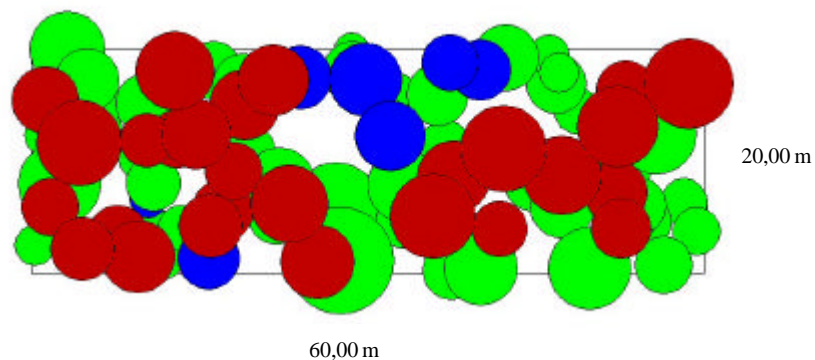
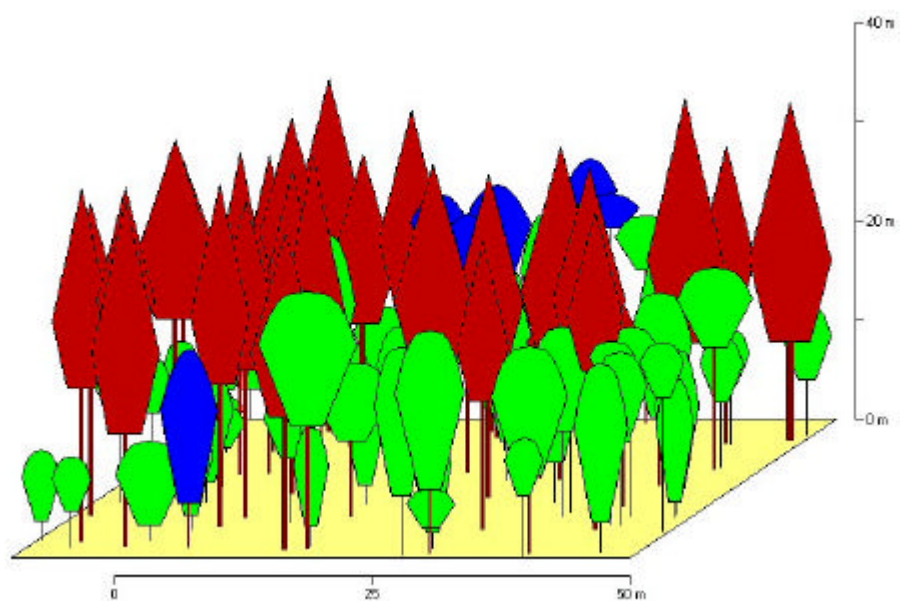


### 63 Gruben

Fichten-Buchen-Bestand  
Reifungsstadium  
licht-geschlossen

Naturzone

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
70	20 x 60	Picea A.	233	34,23	59,92	33,48	47,66	42	623	0,72	77,52
		Fagus S.	500	21,97	25,17	19,07	15,46	9	86	0,41	17,47
		Acer	58	24,84	24,21	24,84	24,21	3	34	0,1	5,01
		Alle Arten	792					54	742	1,23	

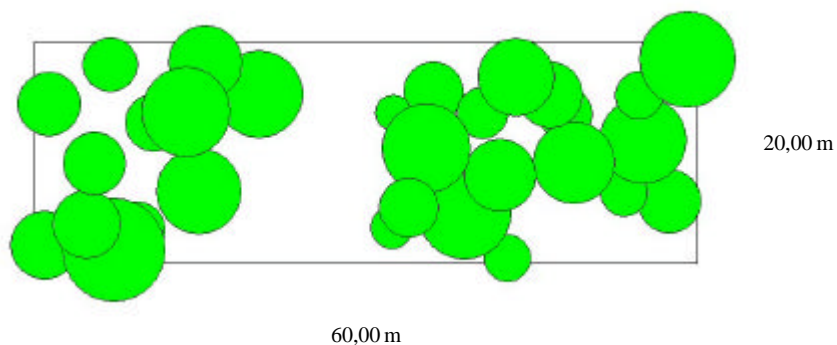
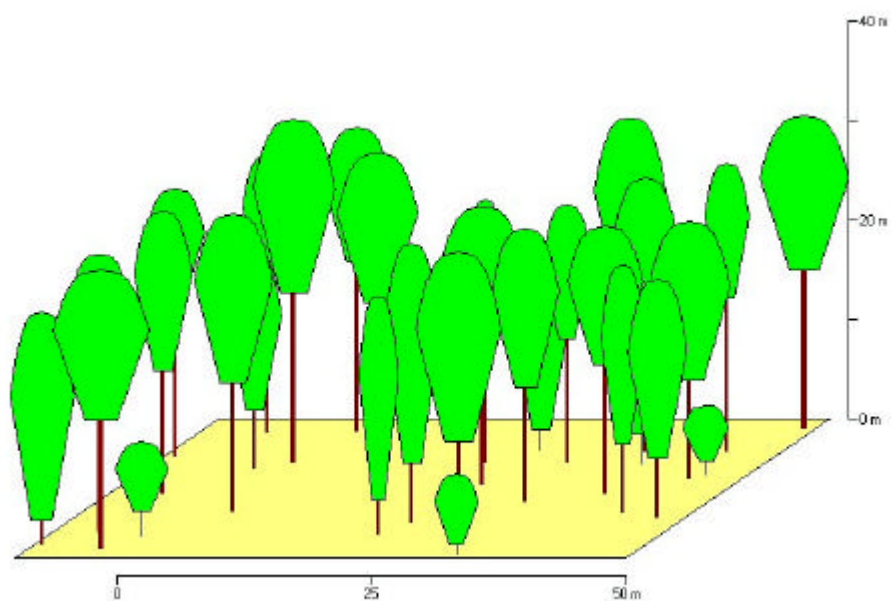


### 64 Schachtenebene

Buchen-Bestand  
Reifungsstadium  
räumig

Naturzone

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
90 - 110	20 x 60	Fagus S.	258	29,75	42,33	28,37	31,19	20	290	0,69	100



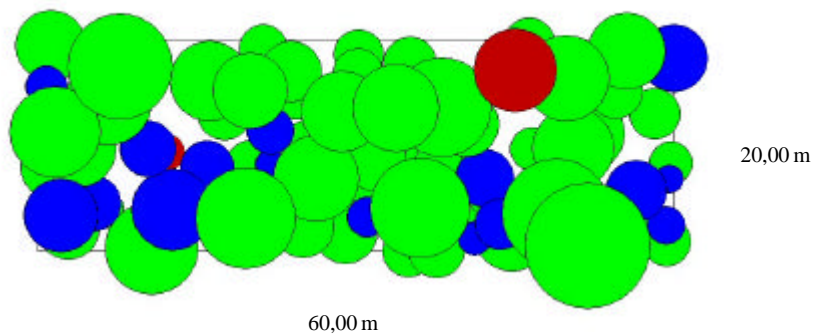
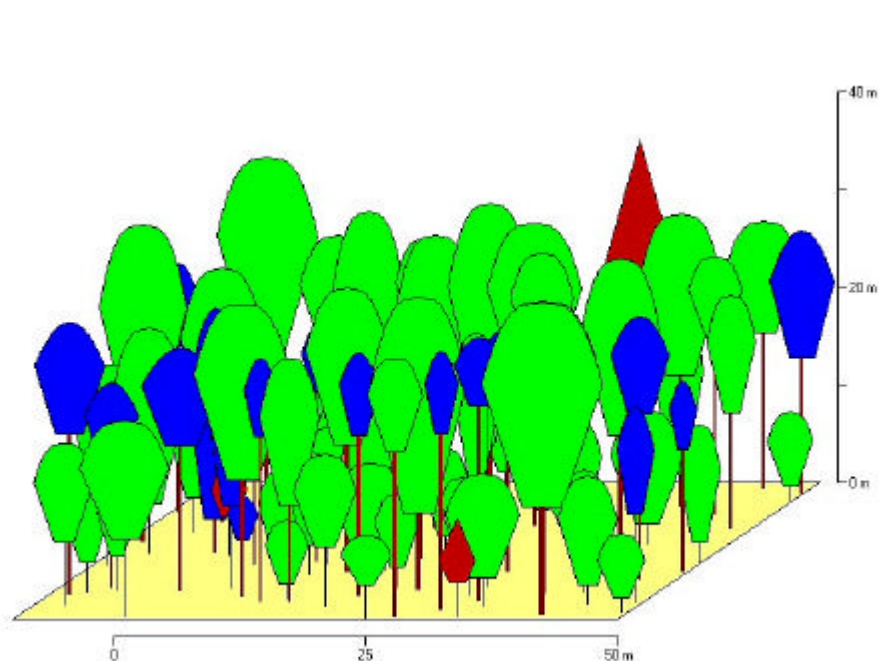


### 65 Diensthütte

Buchen-Bergahorn- Fichten-Bestand  
 Verjüngungsstadium  
 geschlossen (teilweise gedrängt)

Naturzone

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
95 - 105	20 x 60	Picea A.	25	35,43	39,91	35,43	39,91	3	46	0,05	7,62
		Fagus A.	558	31,21	50,17	28,03	25,63	29	417	0,98	70,09
		Acer	158	25,42	33,25	25,19	27,15	9	117	0,32	22,29
		Alle Arten	742					41	581	1,35	

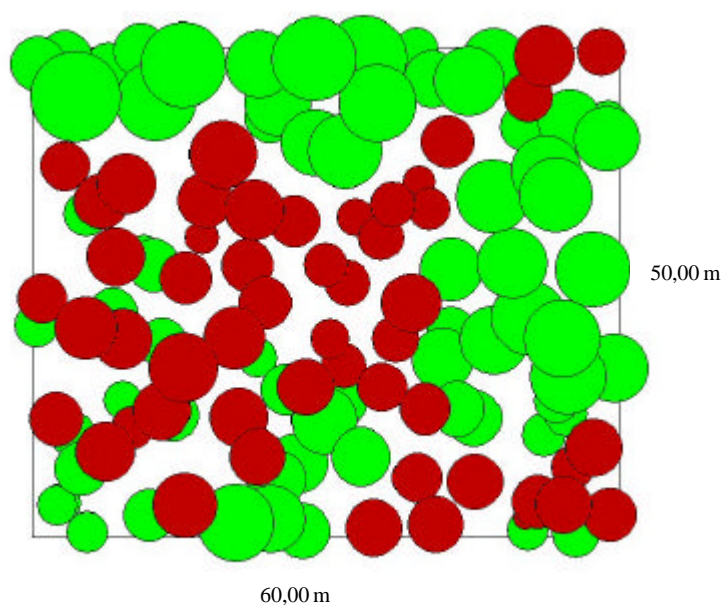
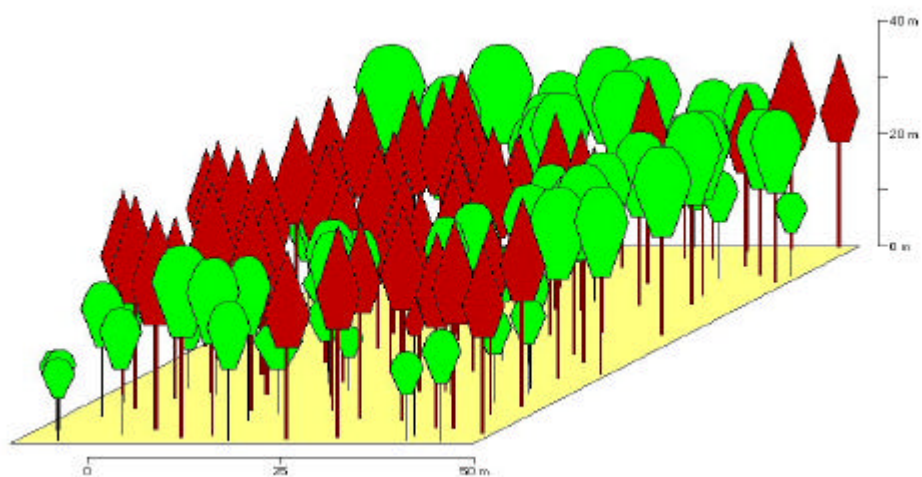


**71 Sallerhäng (134/1)**

Fichten-Buchen-Bestand  
 Reifungsstadium  
 geschlossen (teilweise licht)

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
75 - 98	50 x 60	Picea A.	173	37,57	53,86	36,52	46,88	30	491	0,48	70,92
		Fagus S.	230	33,58	35,33	31,27	26,06	12	198	0,4	29,08
		Alle Arten	403					42	689	0,88	

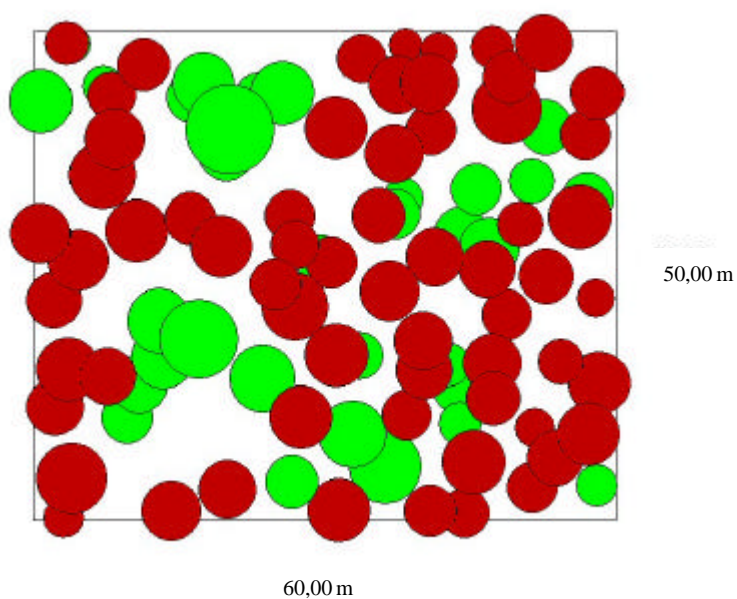
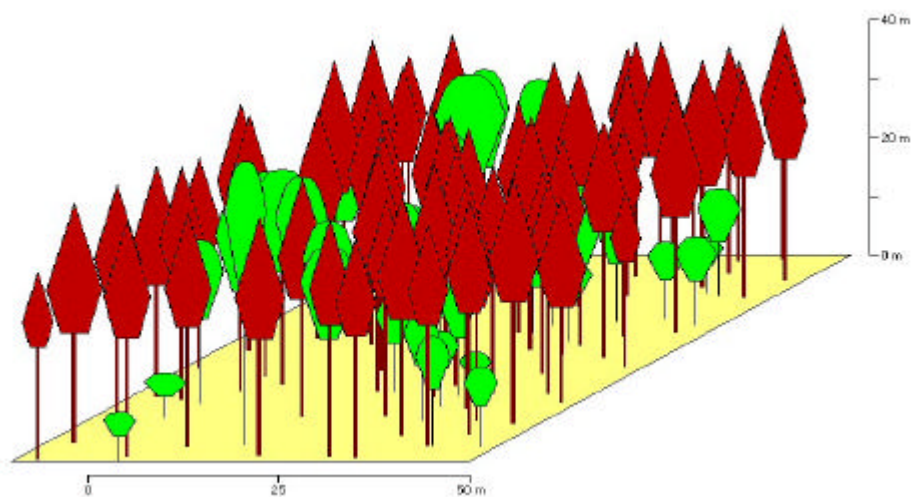


**72 Sallerhäng (134/2)**

Fichten-Buchen-Bestand  
Reifungsstadium  
geschlossen (teilweise licht)

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
75 - 98	50 x 60	Picea A.	210	40,17	58,98	39,12	50,93	43	741	0,65	90,18
		Fagus S.	120	31,74	22,2	31,32	22,23	5	75	0,15	9,82
		Alle Arten	330						47	816	0,8

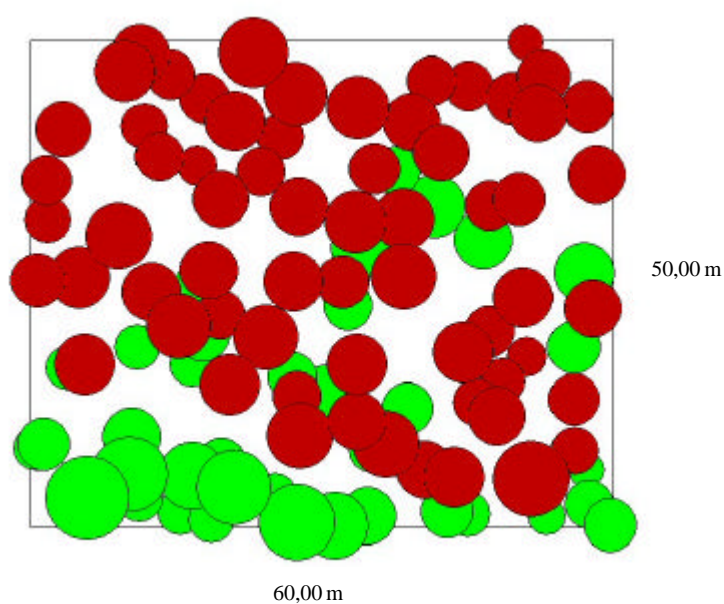
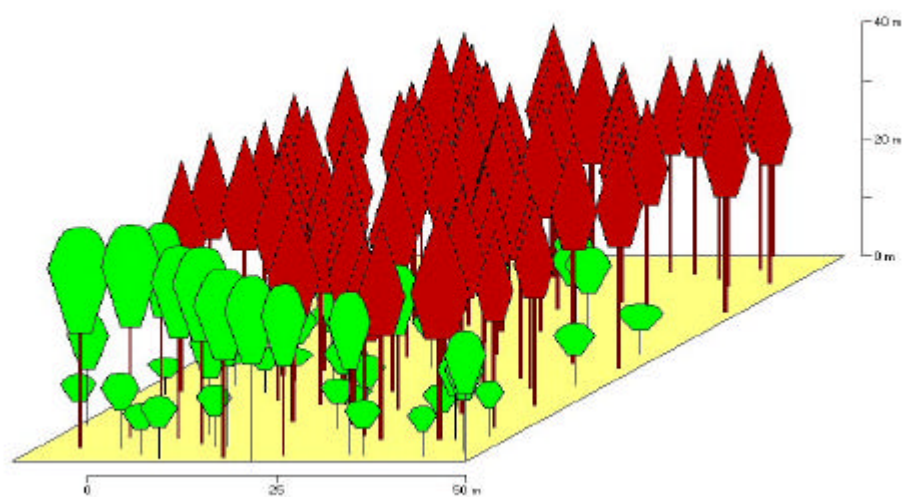


**73 Sallerhäng (134/3)**

Fichten-Buchen-Bestand  
Reifungsstadium  
geschlossen (teilweise licht)

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
75 - 98	50 x 60	Picea A.	213	39,42	59,5	38,46	51,48	44	756	0,68	91,60
		Fagus S.	143	28,24	20,3	27,1	19,01	4	56	0,15	8,40
		Alle Arten	357					48	812	0,83	



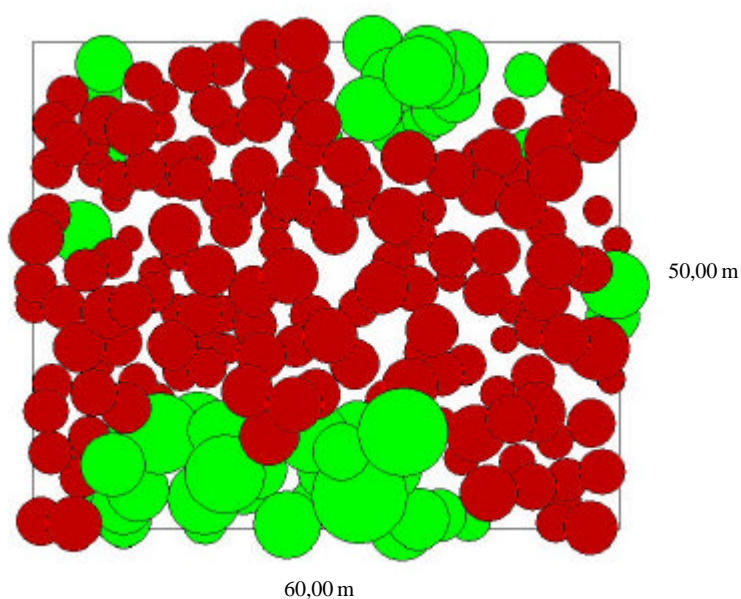
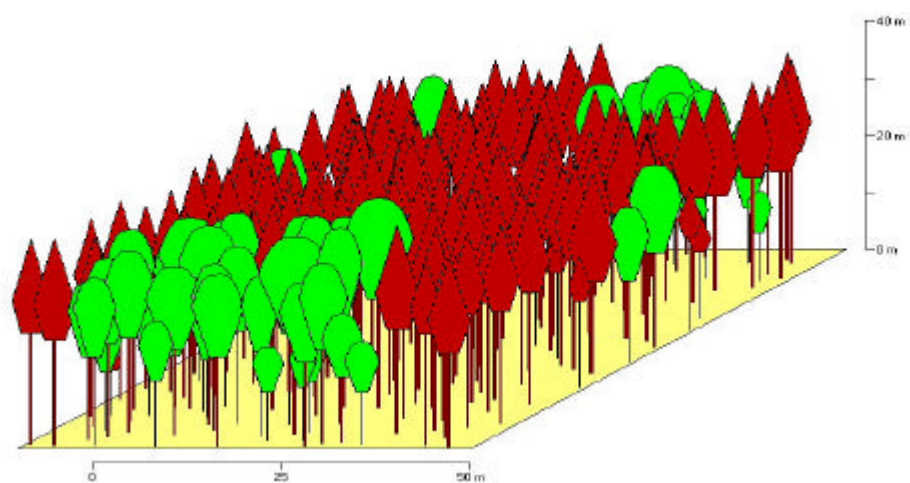


**74 Sallerhäng (134/4)**

Fichten-Buchen-Bestand  
Reifungsstadium  
geschlossen (teilweise licht)

Entwicklungszone

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
75 - 98	50 x 60	Picea A.	513	36,16	50,33	34,43	38,31	59	948	0,98	85,76
		Fagus S.	200	32,84	31,53	31,21	25,02	10	157	0,32	14,26
		Alle Arten	713						69	1105	1,31

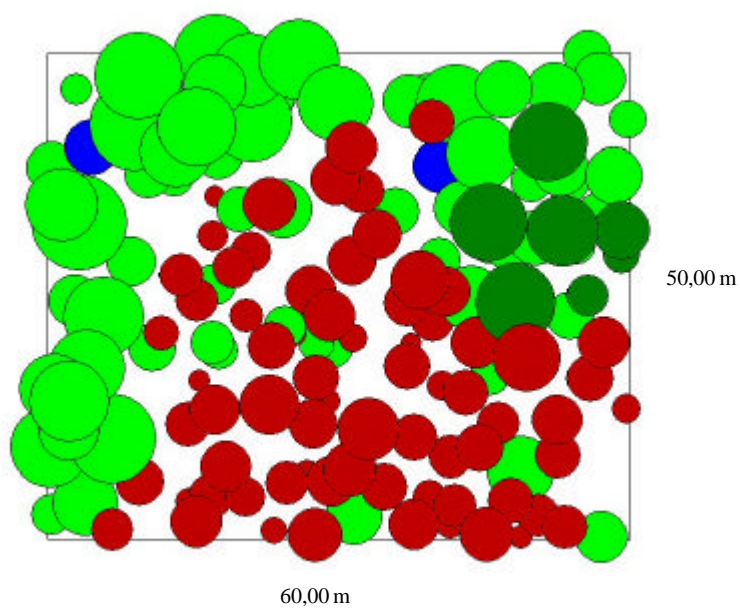
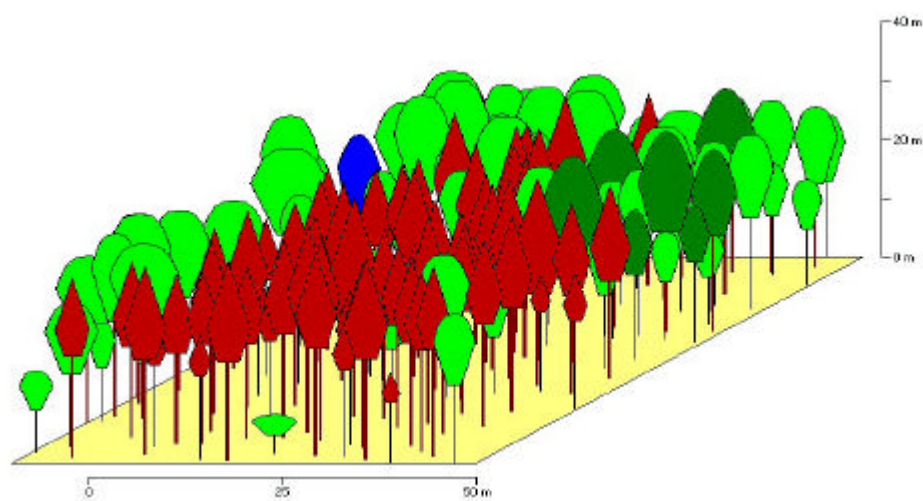


**75 Sallerhäng (134/5)**

Fichten-Buchen-Tannen-Bestand  
Reifungsstadium  
geschlossen (teilweise licht)

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
75 - 98	50 x 60	Picea A.	240	34,02	46,26	32,38	37	26	387	0,45	62,92
		Abies A.	23	33,26	40,89	33,26	40,89	3	49	0,11	7,46
		Fagus S.	243	30,72	34,42	29,11	24,97	12	178	0,41	29,06
		Acer.	7	27,55	21,1	27,55	21,1	0	3	0,01	0,56
		Alle Arten	513					41	617	0,98	

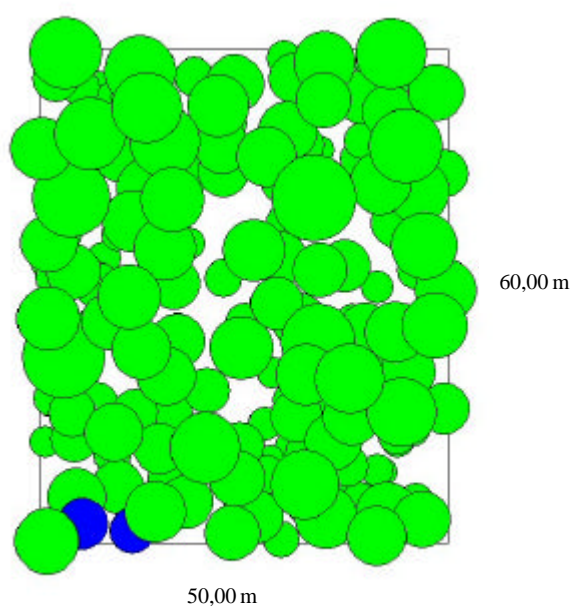
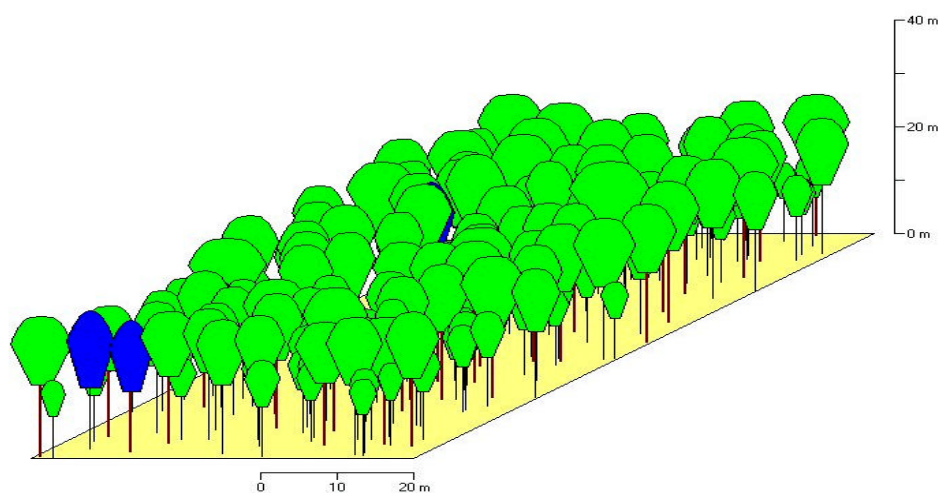


### 81 Sallerhäng (134/1)

Buchen-Bestand  
 Reifungsstadium  
 geschlossen (teilweise licht)

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
46 - 94	60 x 50	Fagus S.	657	26,3	36,51	24,28	21,36	24	288	0,91	97,51
		Acer	10	25,41	27,71	25,41	27,71	1	8	0,03	2,49
		Alle Arten	667					24	296	0,94	

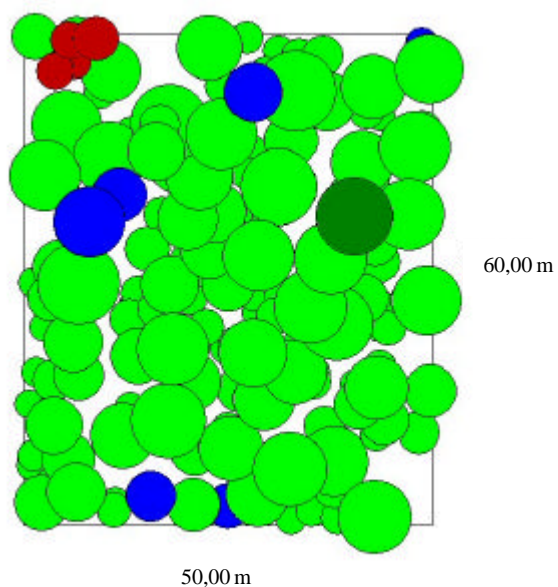
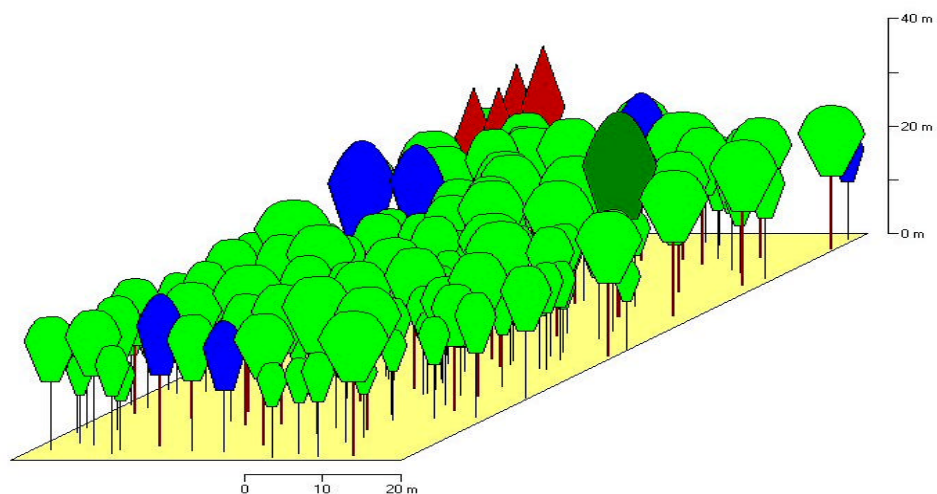


**82 Sallerhäng (135/2)**

Buchen-Edellaubholz-Fichten-Bestand  
 Reifungsstadium  
 geschlossen (teilweise licht)

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
46 - 97	60 x 50	Picea A.	13	32,53	38,72	32,53	38,72	2	24	0,03	6,14
		Abies A.	3	38,3	59,9	38,3	59,9	1	16	0,03	3,68
		Fagus S.	520	27,32	39,47	25,48	22,79	21	274	0,79	82,95
		Acer.	20	30,9	34,3	30,9	34,3	2	30	0,06	7,24
		Alle Arten	557					26	344	0,91	



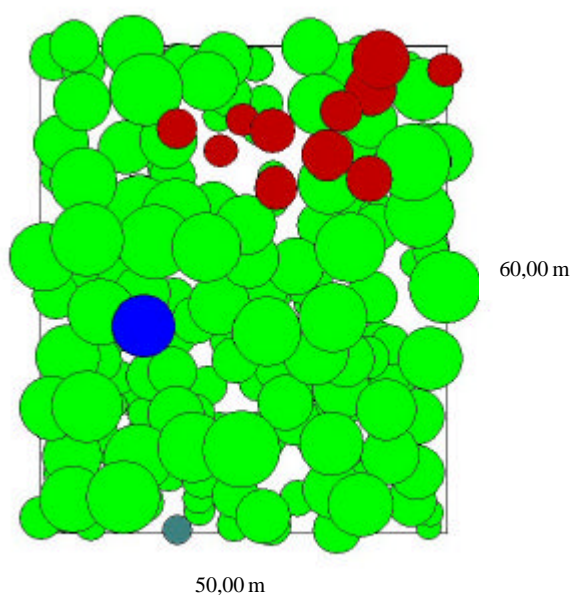
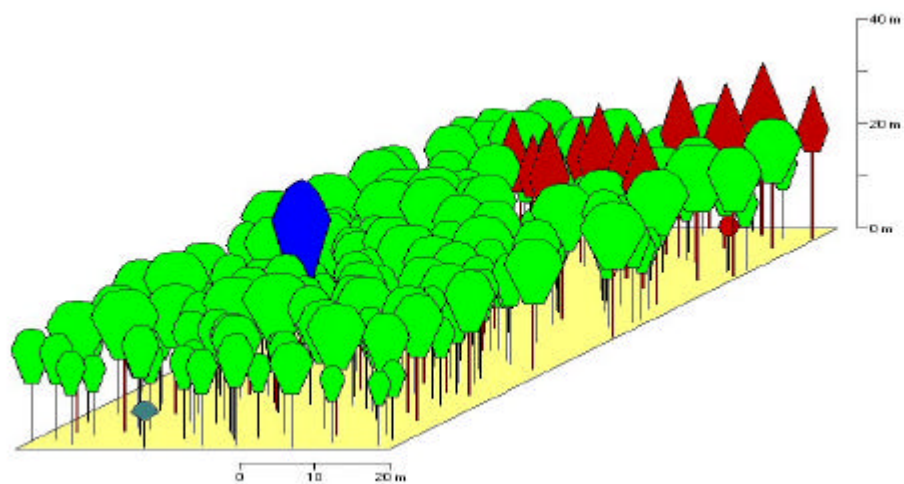


**83 Sallerhäng (135/3)**

Buchen-Fichten-Bestand  
Reifungsstadium  
geschlossen

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
46 - 94	60 x 50	Picea A.	43	30,72	41,65	30,72	41,65	6	82	0,11	20,17
		Fagus S.	670	25,81	36,81	23,78	20,8	23	271	0,89	77,81
		Acer	3	33,43	41,7	33,43	41,7	0	8	0,01	1,57
		Sorbus A.	7	9,4	15,58	9,4	15,58	0	0	0,01	0,44
		Alle Arten	723	33,43	0	0	0	29	362	1,02	

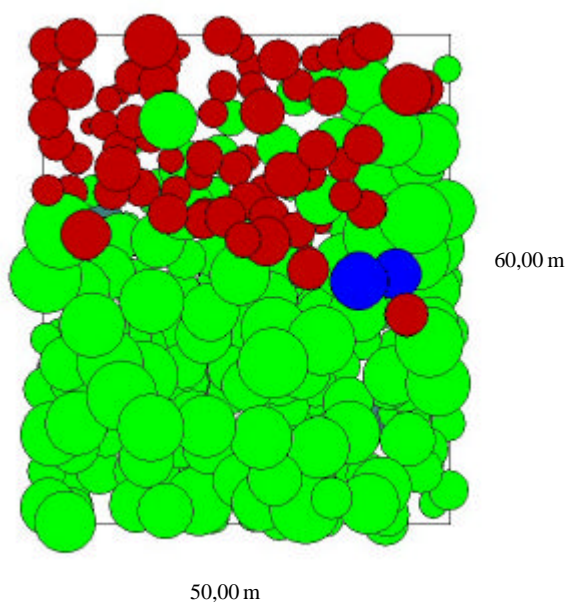
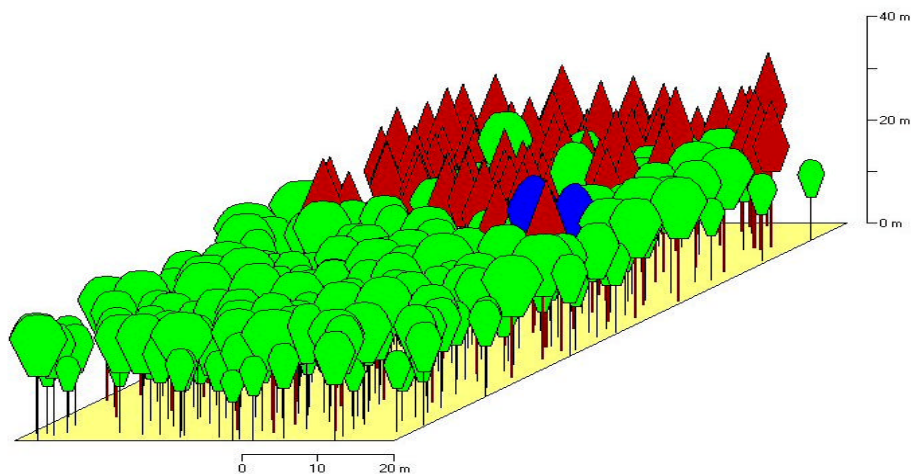


**84 Sallerhäng (135/4)**

Buchen-Fichten-Bestand  
Reifungsstadium  
geschlossen

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
46 - 95	60 x 50	Picea A.	273	30,24	42,89	28,75	32,95	23	315	0,45	47,79
		Fagus S.	853	24,8	34,31	22,71	19,13	25	276	0,98	50,29
		Acer	7	29,88	32,81	29,88	32,81	1	9	0,02	1,15
		Sorbus A..	7	13,17	26,75	13,17	26,75	0	2	0,05	0,76
		Alle Arten	1140					49	601	1,50	

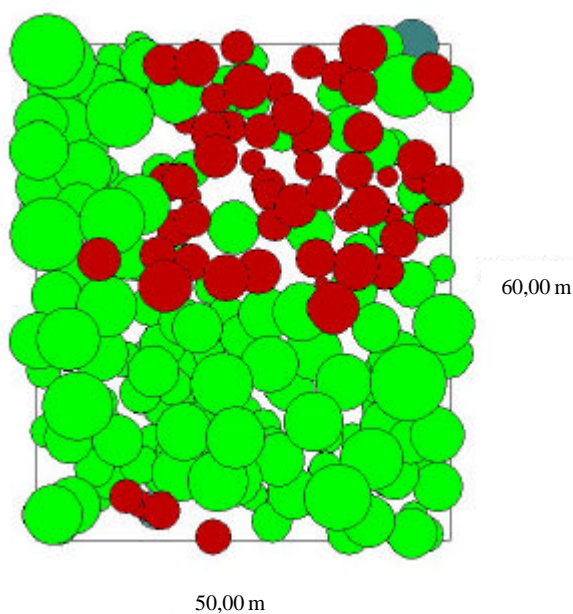
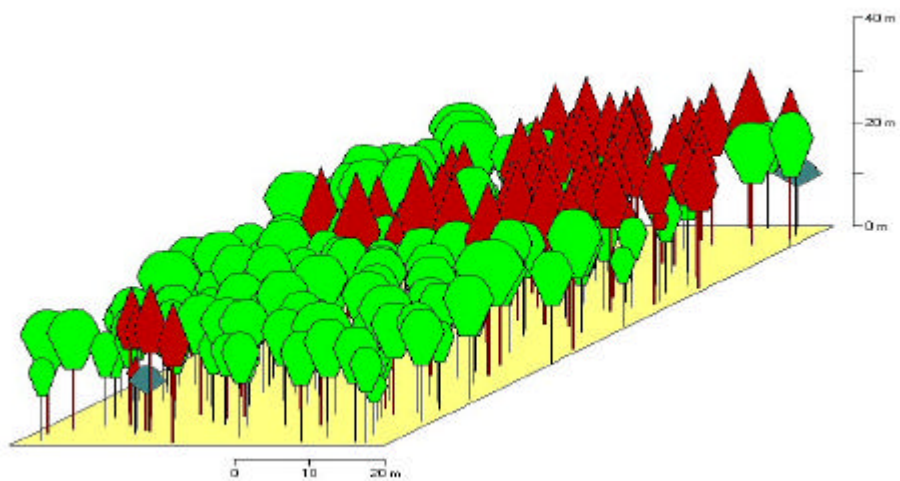


**85 Sallerhäng (135/5)**

Fichten-Buchen-Bestand  
Reifungsstadium  
geschlossen

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
46 - 94	60 x 50	Picea A.	213	30	41,88	28,79	33,71	19	257	0,37	54,29
		Fagus S.	570	24,53	30,84	22,53	18,72	16	174	0,63	44,71
		Betula P.	7	13	25,87	13	25,87	0	2	0,01	1,00
		Alle Arten	790					35	434	1,01	

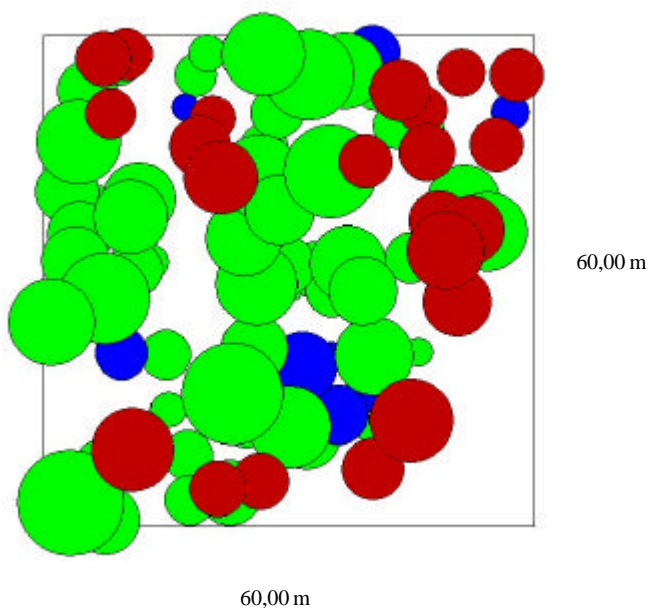
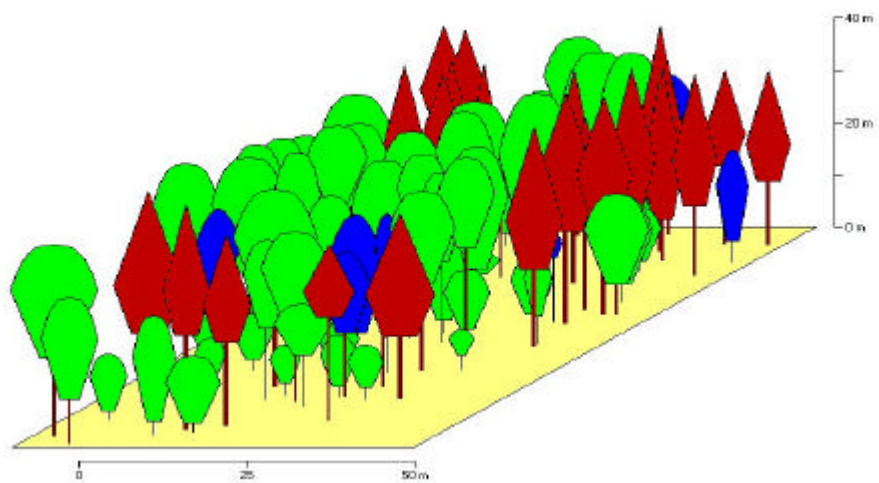


**91 Scheuereck (111/1)**

Fichten-Buchen-Bestand  
 Verjüngungsstadium  
 licht-geschlossen

Entwicklungszonem IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
110	60 x 60	Picea A.	61	39,63	57,42	39,63	57,42	16	271	0,24	53,83
		Fagus S.	172	34,03	37,12	32,54	29,98	12	207	0,39	41,37
		Acer	25	28,08	26,79	28,08	26,79	1	20	0,05	4,80
		Alle Arten	258					29	498	0,68	

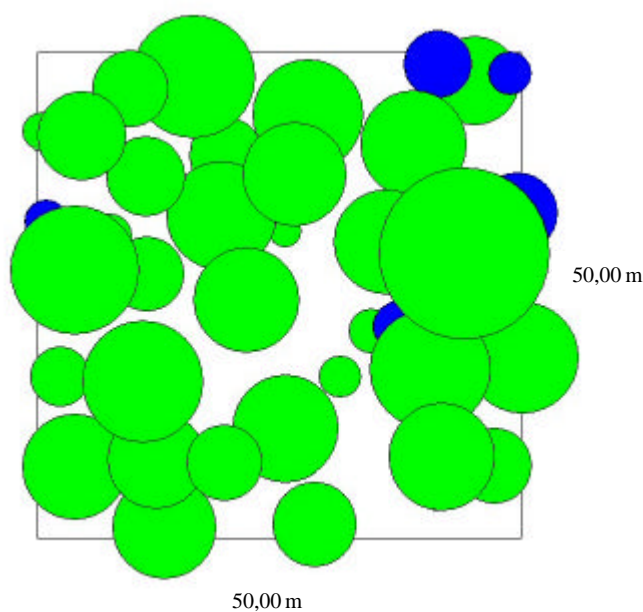
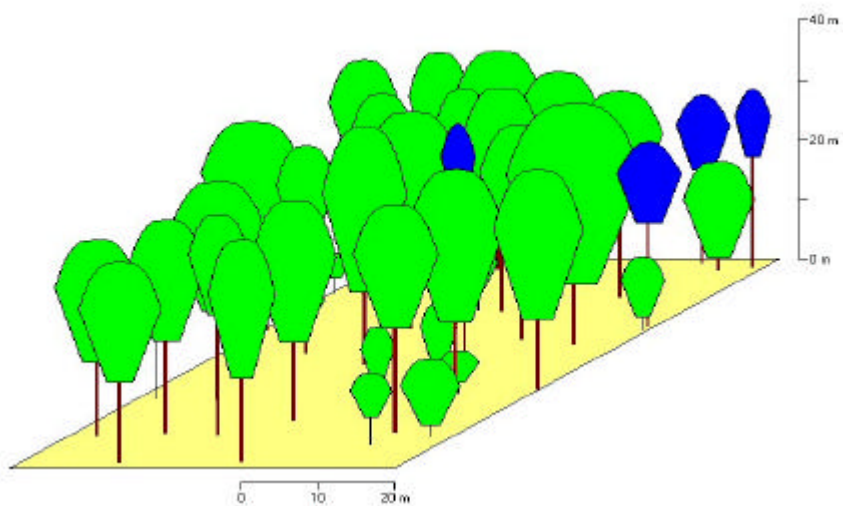


**92 Scheuereck (111/2)**

Buchen-Bergahorn-Bestand  
 Verjüngungsstadium  
 licht-geschlossen

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
110	50 x 50	Fagus S.	152	36,79	48,56	36,13	40,03	19	365	0,59	91,53
		Acer	24	30,51	30,64	30,51	30,64	2	28	0,06	8,47
		Alle Arten	176					21	393	0,65	



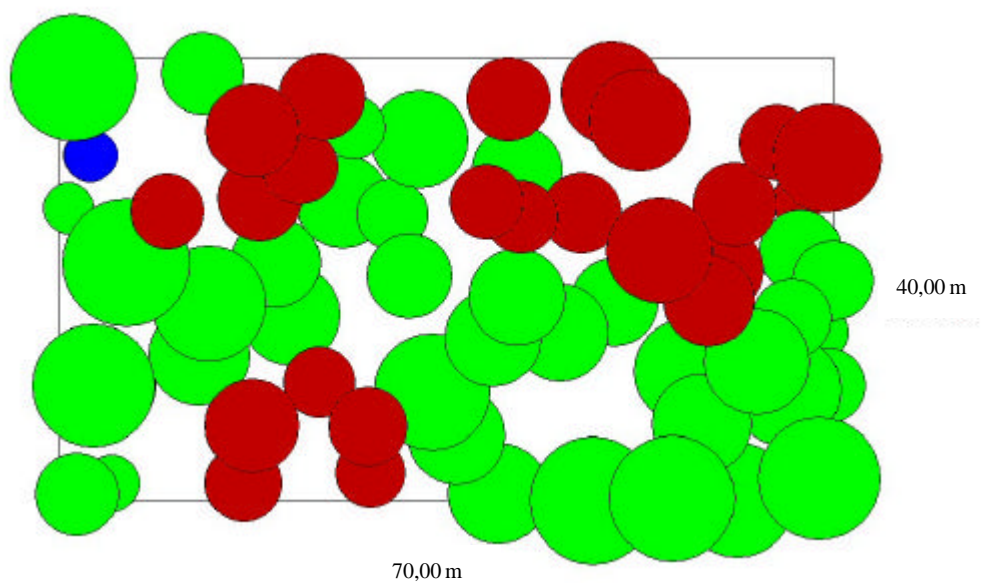
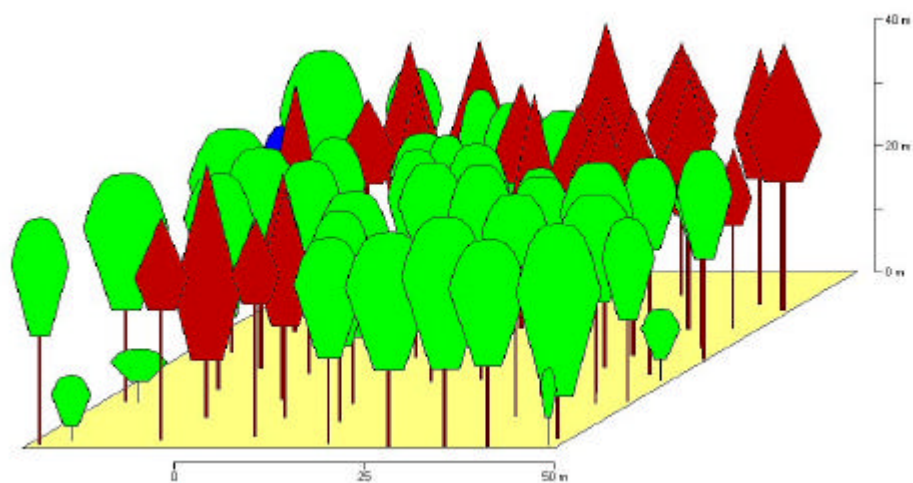


**93 Scheuereck (111/3)**

Fichten-Buchen-Bestand  
Verjüngungsstadium  
licht-geschlossen

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
110	40 x 70	Picea A.	82	38,69	54,64	38,69	54,64	19	326	0,3	55,71
		Fagus S.	146	34,5	42,29	33,87	36,19	15	268	0,48	43,59
		Acer	4	29,3	29,4	29,3	29,4	0	4	0,01	0,69
		Alle Arten	232					35	597	0,79	

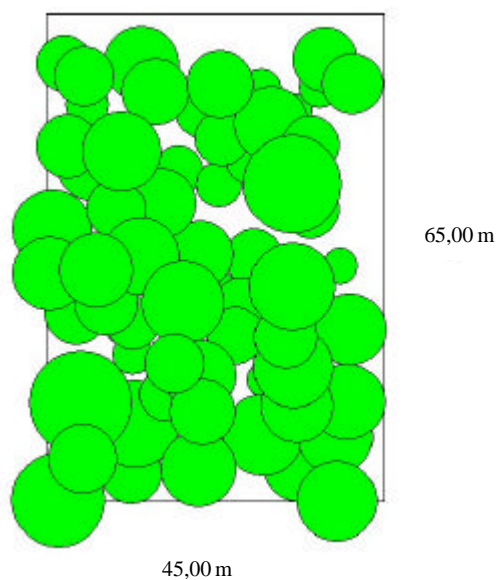
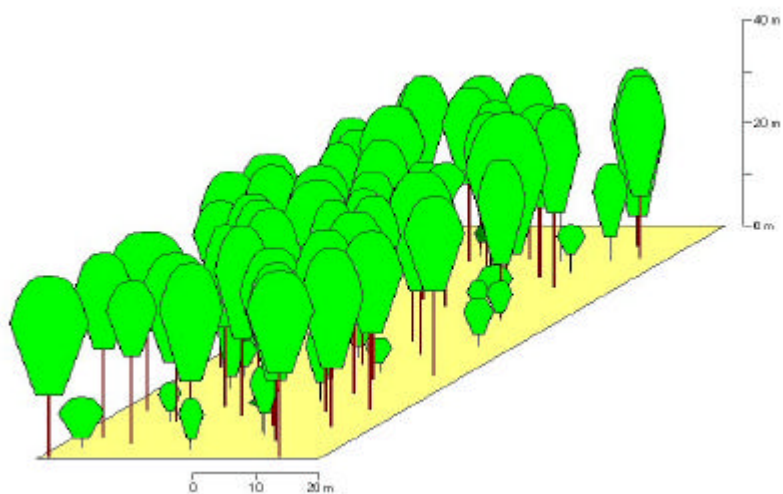


**94 Scheuereck (111/4)**

Buchen-Bestand  
 Verjüngungsstadium  
 licht-geschlossen

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
110	45 x 65	Abies A.	7	6,33	9,87	6,33	9,87	0	0	0,01	0,20
		Fagus S.	243	35,28	46,62	34,19	36,15	25	447	0,79	99,80
		Alle Arten	250					25	447	0,80	

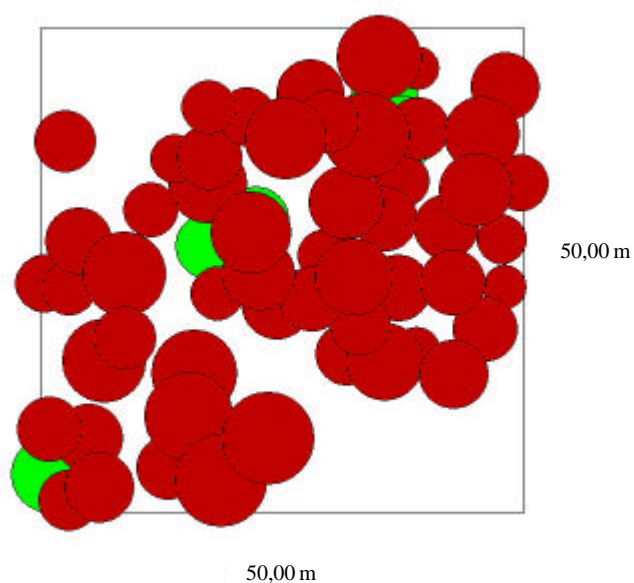
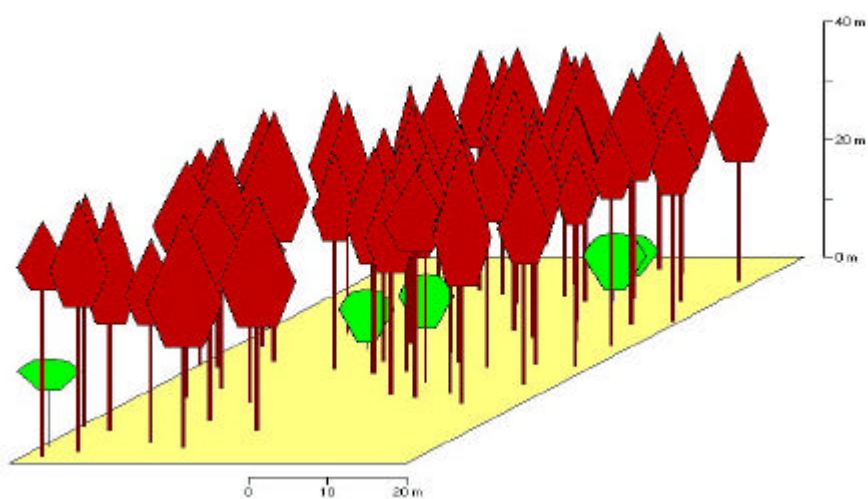


**95 Scheuereck (111/5)**

Fichten-Bestand  
 Verjüngungsstadium  
 licht geschlossen

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
110	50 x 50	Picea A.	216	40,75	57,7	39,69	49,85	42	746	0,63	99,20
		Fagus S.	20	11,24	14,67	11,24	14,67	0	2	0,02	0,80
		Alle Arten	236					42	747	0,65	



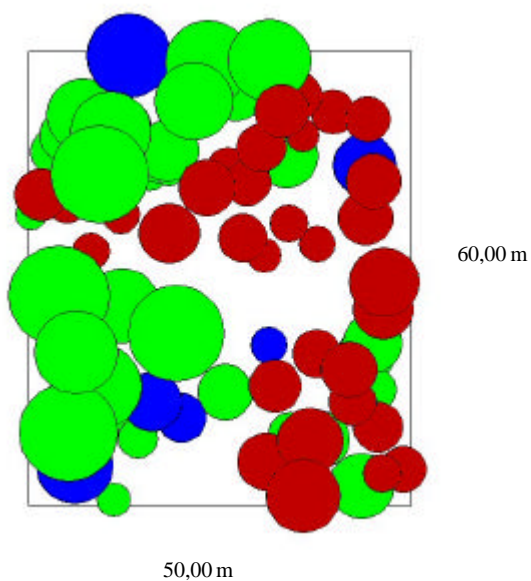
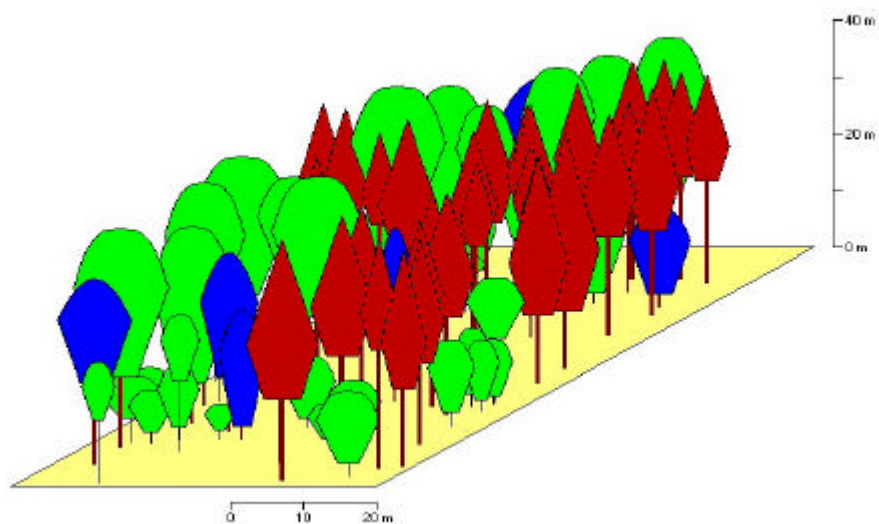


**96 Scheuereck (111/6)**

Fichte-Buchen- Bergahorn-Bestand  
 Verjüngungsstadium  
 licht geschlossen

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
110	50 x 60	Picea A.	107	38,47	58,45	38,4	56,92	27	449	0,43	67,10
		Fagus S.	173	33,47	32,1	32,01	27,91	11	177	0,34	26,21
		Acer	20	29,81	41,57	29,81	41,57	3	42	0,09	6,70
		Alle Arten	300					40	669	0,86	

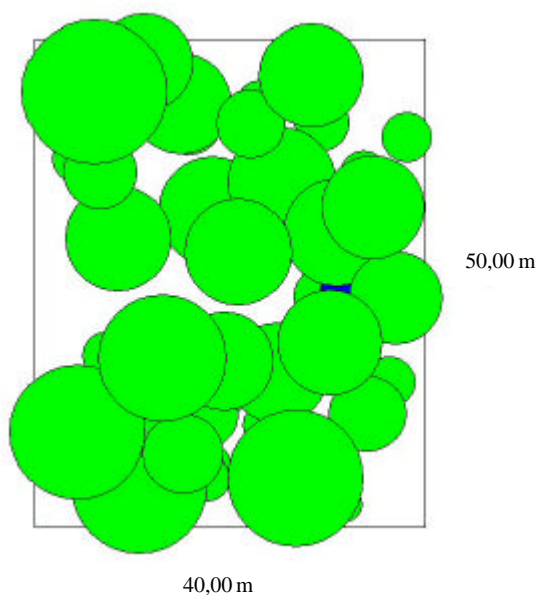
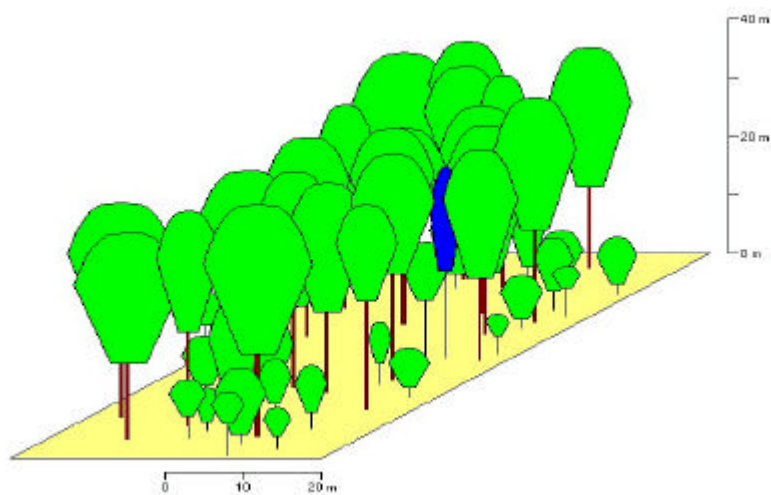


**98 Scheuereck (111/8)**

Buchen-Bestand  
 Reifungsstadium  
 licht geschlossen teilweise räumig

Entwicklungszone IIc

Alter (Jahre)	Fläche	Baumart	N/ ha	h100 [m]	d100 [cm]	hg [m]	dg [cm]	G [m <sup>2</sup> ]	V [m <sup>3</sup> ]	B°	%
110	40 x 50	Fagus S.	225	36,75	50,36	35,23	34,64	21	394	0,66	98,70
		Acer	5	32,6	27,1	32,6	27,1	0	5	0,01	1,35
		Alle Arten	230					21	398	0,67	



#### 4 BILDFLÜGE DER NATIONALPARKVERWALTUNG

Jahrgang	Datum	Bildmaßstab	Anzahl der Bilder	Befliegungsfirma
1981	19.08.1981	1:3000	314	Photogrammetrie
1981	06.09.1981	1:3000	140	Photogrammetrie
1981	06.09.1981	1:10000	144	Photogrammetrie
1981	07.09.1981	1:10000	22	Photogrammetrie
1981	19.08.1981	1:3000	56	Photogrammetrie
1981	06.09.1981	1:3000	85	Photogrammetrie
1981	07.09.1981	1:3000	33	Photogrammetrie
1981	07.09.1981	1:15000	43	Geoplana
1981	07.09.1981	1:10000	107	Geoplana
1983	28.09.1983	1:3000	144	Photogrammetrie
1988	26.09.1988	Schrägaufnahmen	14	Häussermann + Wolf
1988	26.09.1988	1:6500	72	Häussermann + Wolf
1988	18.08.1988	1:12000	78	Häussermann + Wolf
1989	22.10.1989	1:6000	30	Ing.Büro Kreller
1989	22.10.1989	1:12000	84	Ing.Büro Kreller
1990	27.06.1990	1:10000	229	Geotechnik Wolf
1991	02.07.1991	1:10.000	250	Geotechnik Wolf
1991	23.07.1991	1:14500	37	Geotechnik Wolf
1991	30.07.1991	1:14500	102	Geotechnik Wolf
1991	06.08.1991	1:14500	95	Geotechnik Wolf
1992	01.07.1992	1:10000	235	Geotechnik Wolf
1992	21.07.1992	1:10000	67	Geotechnik Wolf
1993	11.05.1993	Schrägaufnahmen	9	
1993	11.05.1993	1:10000	279	TERRA Bildmessflug
1994	16.08.1994	1:14500	209	DLR
1995	10.07.1995	1:10000	264	DLR
1996	23.07.1996	1:15000	175	DLR
1997	11.08.1997	1:15000	160	DLR
1998	20.07.1998	1:15000	163	TERRA Bildmessflug
1999/1	04.07.1999	1:15000	131	TERRA Bildmessflug
1999/2	18.10.1999	1:15000	193	TERRA Bildmessflug
2000	24.09.2000	1:15000	197	TERRA Bildmessflug
2001	29.08.2001	1:15000	197?	TERRA Bildmessflug
2001	30.08.2001	1:15000	47?	TERRA Bildmessflug
2002	22.05.2002	1:3500	48	TERRA Bildmessflug
2002	22.05.2002	1:3500	48	TERRA Bildmessflug
2002	01.10.2002	1:10000	239	Photogrammetrie
2003	11.08.2003	1:10000	245	TERRA Bildmessflug
2003	23.08.2003	1:10000	14	TERRA Bildmessflug
2004	03.09.2004	1:15000	mobile Festplatten	ILV M. Wagner Groitzsch

## 5 ÜBERSICHT REFERENZBESTÄNDE

Nummer	Stadium	Bestandes -typ	Höhen klasse	Dichte klasse	mittlere Neigung (%)	Fläche (ha)	mittlere Höhe NN
1	Jugendstadium	Ndh/Lbh	1	2	22.35	0.57	810.19
2	Jugendstadium	Ndh/Lbh	0	2	12.28	1.50	812.95
23	Jugendstadium	Ndh/Lbh	0	2	9.45	1.88	797.00
36	Jugendstadium	Ndh/Lbh	1	3	14.95	0.69	823.83
3	Wachstumsstadium	Lbh	2	3	13.88	0.73	892.43
4	Wachstumsstadium	Ndh	2	2	9.10	1.63	955.67
34	Wachstumsstadium	Lbh	2	3	25.30	1.22	923.28
6	Wachstumsstadium	Lbh	2	3	23.27	0.30	842.70
7	Wachstumsstadium	Ndh	2	3	14.23	0.47	851.12
20	Wachstumsstadium	Ndh	3	2	10.69	3.38	795.47
21	Wachstumsstadium	Ndh	2	3	10.33	1.95	783.95
5	Wachstumsstadium	Ndh/Lbh	2	3	24.01	1.14	932.31
9	Reifungsstadium	Lbh	3	2	20.16	2.16	857.33
33	Reifungsstadium	Lbh	3	3	15.84	1.47	877.27
11	Reifungsstadium	Lbh	3	3	32.69	0.64	885.41
22	Reifungsstadium	Ndh	3	2	10.16	2.85	796.22
25	Reifungsstadium	Ndh	3	3	36.79	1.34	882.10
29	Reifungsstadium	Ndh	3	2	11.92	2.58	791.52
30	Reifungsstadium	Ndh	3	1	10.51	3.55	796.48
31	Reifungsstadium	Ndh	3	2	14.95	1.18	813.23
35	Reifungsstadium	Ndh	2	3	8.40	1.68	812.01
37	Reifungsstadium	Ndh	3	2	11.92	2.77	792.95
12	Reifungsstadium	Ndh/Lbh	3	3	20.53	1.40	862.86
13	Reifungsstadium	Ndh/Lbh	3	2	12.63	1.12	850.02
38	Verjüng.-./ Reifungsstad.	Lbh	3	3	17.81	1.36	880.40
24	Plenterstadium	Ndh/Lbh	4	2	25.30	6.09	874.36
26	Plenterstadium	Ndh/Lbh	4	2	11.92	4.59	848.87
32	Plenterstadium	Ndh/Lbh	3	1	20.35	1.57	829.08
27	Plenter-/ Wachstumsstad.	Ndh/Lbh	4	2	17.63	2.74	872.96
8	Verjüngungsstadium	Ndh	3	3	18.71	0.44	872.11
10	Latschen	Ndh	1	2	11.04	1.74	824.28
18	Wiese	Nhb	0	0	18.71	0.93	798.81
19	Wiese	Nhb	0	0	4.72	0.18	794.98
28	Wiese	Nhb	0	0	5.77	0.33	790.73

## 6 VERGLEICH DER OBERFLÄCHEN- UND BODENMODELLE AUF DEN REFERENZBESTÄNDEN

### 6.1 Lidar DSM minus Lidar DTM (=Lidar-DCM) sowie Lidar minus X-Band (=X-Band-DCM)

	Bestandes- typ	EWS	Dichte	Lidar DCM		X-Band DCM		Lidar DCM minus X-Band DCM	
				Mittel ± Stabw. [m]	Spann- weite	Mittel ± Stabw. [m]	Spann- weite	Mittel ± Stabw. [m]	RMSE
1	Ndh/Lbh	JS	2	3.31 ± 3.31	23.47	2.75 ± 1.23	6.94	0.52 ± 2.57	2.62
2	Ndh/Lbh	JS	2	3.94 ± 6.77	38.04	1.48 ± 3.89	27.89	2.47 ± 4.05	4.74
23	Ndh/Lbh	JS	2	3.67 ± 6.31	32.18	0.94 ± 1.94	15.97	2.76 ± 4.58	5.34
36	Ndh/Lbh	JS	3	5.67 ± 3.32	23.72	7.36 ± 3.02	17.29	-1.71 ± 3.39	3.80
3	Lbh	WS	3	16.69 ± 2.30	13.50	15.57 ± 1.88	8.94	0.96 ± 1.26	1.58
4	Ndh	WS	2	16.46 ± 3.32	22.45	15.70 ± 0.85	4.55	0.87 ± 1.68	1.89
34	Lbh	WS	3	19.18 ± 2.62	16.41	18.52 ± 1.50	7.28	0.80 ± 1.41	1.62
6	Lbh	WS	3	16.30 ± 1.28	9.29	14.14 ± 0.97	5.46	1.74 ± 1.30	2.17
7	Ndh	WS	3	15.45 ± 1.74	10.01	13.21 ± 0.91	4.09	2.32 ± 1.13	2.58
20	Ndh	WS	2	19.10 ± 4.95	28.94	20.07 ± 1.42	9.51	-0.90 ± 3.19	2.78
21	Ndh	WS	3	14.06 ± 4.10	25.44	14.92 ± 2.72	12.20	-0.67 ± 2.18	2.28
5	Ndh/Lbh	WS	3	16.47 ± 2.24	15.36	15.69 ± 0.86	4.50	1.00 ± 1.29	1.63
9	Lbh	RS	2	25.18 ± 2.31	19.04	24.45 ± 1.18	6.61	0.85 ± 1.275	1.53
33	Lbh	RS	3	24.02 ± 2.70	21.31	21.88 ± 1.66	9.88	2.16 ± 1.58	2.67
11	Lbh	RS	3	25.18 ± 2.88	24.02	22.74 ± 1.72	8.80	2.04 ± 1.82	2.73
22	Ndh	RS	2	18.64 ± 6.76	31.43	19.86 ± 1.57	9.68	-1.14 ± 4.03	4.18
25	Ndh	RS	3	26.35 ± 4.24	27.59	26.12 ± 2.63	13.54	0.11 ± 2.84	2.84
29	Ndh	RS	2	20.23 ± 6.47	33.18	20.59 ± 2.75	15.80	-0.40 ± 4.33	4.34
30	Ndh	RS	1	16.02 ± 8.61	32.06	18.52 ± 2.01	14.75	-2.35 ± 5.98	6.50
31	Ndh	RS	2	18.97 ± 8.50	33.89	20.37 ± 1.77	9.71	-1.46 ± 5.28	5.47
35	Ndh	RS	3	15.05 ± 4.25	24.39	13.86 ± 1.70	8.56	1.18 ± 2.54	2.80
37	Ndh	RS	2	19.68 ± 7.99	36.46	21.35 ± 2.10	15.41	-1.67 ± 4.83	5.11
12	Ndh/Lbh	RS	3	25.74 ± 4.10	36.42	23.98 ± 1.54	10.39	1.53 ± 2.43	2.87
13	Ndh/Lbh	RS	2	25.44 ± 2.45	20.01	22.16 ± 1.45	8.29	3.23 ± 1.61	3.60
38	Lbh	VS/RS	3	26.93 ± 3.10	23.78	24.39 ± 1.54	7.98	2.37 ± 2.23	3.25
24	Ndh/Lbh	PS	2	23.68 ± 9.31	45.06	25.63 ± 4.29	23.76	-1.67 ± 6.93	7.13
26	Ndh/Lbh	PS	2	21.12 ± 9.14	42.95	20.30 ± 4.02	21.41	0.93 ± 6.35	6.40
32	Ndh/Lbh	PS	1	13.33 ± 8.08	33.68	12.27 ± 3.72	22.24	1.12 ± 5.802	5.91
27	Ndh/Lbh	PS/WS	2	21.25 ± 8.06	39.61	20.23 ± 3.81	23.75	1.16 ± 5.79	5.90
8	Ndh	VS	3	25.49 ± 2.29	15.89	22.31 ± 1.22	6.64	2.77 ± 1.62	3.21
10	Ndh	Latsche	2	1.21 ± 0.67	7.17	1.21 ± 0.82	7.27	0.06 ± 0.83	0.83
18	Wiese	Nhb	0	0.04 ± 0.40	5.58	1.22 ± 1.99	12.30	-1.47 ± 1.95	2.44
19	Wiese	Nhb	0	0.10 ± 0.158	1.28	2.25 ± 4.43	19.53	-2.11 ± 4.41	4.86
28	Wiese	Nhb	0	-0.14 ± 0.32	2.91	4.85 ± 4.63	15.44	-5.03 ± 4.55	6.77

## 6.2 X-Band minus P-Band (= X/P-Band-DCM)

	Bestandes- typ	Stadium	Dichte	X/P-Band DCM		Lidar DCM minus X/P-Band DCM	
				Mittel ± Stabw. [m]	Spannweite	Mittel ± Stabw. [m]	RMSE
1	Ndh/Lbh	JS	2	4.65 ± 1.48	7.57	-1.51 ± 3.39	3.70
2	Ndh/Lbh	JS	2	0.79 ± 3.90	28.98	3.27 ± 6.02	6.85
23	Ndh/Lbh	JS	2	-0.53 ± 2.77	21.57	4.24 ± 6.70	7.92
36	Ndh/Lbh	JS	3	7.03 ± 4.02	27.50	-1.45 ± 4.20	4.43
3	Lbh	WS	3	15.28 ± 2.43	17.34	1.40 ± 3.10	3.40
4	Ndh	WS	2	16.79 ± 2.33	11.81	-0.35 ± 3.64	3.65
34	Lbh	WS	3	20.10 ± 3.07	16.83	-0.83 ± 3.23	3.33
6	Lbh	WS	3	12.33 ± 3.18	16.31	3.84 ± 3.23	5.01
7	Ndh	WS	3	13.92 ± 1.97	12.77	1.64 ± 2.26	2.79
20	Ndh	WS	2	15.06 ± 2.25	12.44	4.04 ± 5.49	6.81
21	Ndh	WS	3	11.51 ± 2.85	14.05	2.60 ± 3.63	4.47
5	Ndh/Lbh	WS	3	16.11 ± 2.81	17.34	0.26 ± 3.26	3.27
9	Lbh	RS	2	18.23 ± 4.62	27.32	6.97 ± 4.59	0.52
33	Lbh	RS	3	17.70 ± 3.22	17.11	6.30 ± 4.06	7.49
11	Lbh	RS	3	15.40 ± 5.22	27.82	9.79 ± 5.70	11.32
22	Ndh	RS	2	12.82 ± 3.04	17.62	5.97 ± 7.24	9.38
25	Ndh	RS	3	17.82 ± 5.73	29.34	8.57 ± 5.97	10.45
29	Ndh	RS	2	11.69 ± 3.30	19.73	8.60 ± 6.56	10.81
30	Ndh	RS	1	11.99 ± 3.34	30.41	3.92 ± 8.81	9.64
31	Ndh	RS	2	14.14 ± 3.45	17.46	4.65 ± 8.53	9.71
35	Ndh	RS	3	11.49 ± 2.24	12.64	3.35 ± 4.59	5.68
37	Ndh	RS	2	13.53 ± 3.55	22.38	6.16 ± 8.40	10.41
12	Ndh/Lbh	RS	3	12.25 ± 4.18	26.82	13.29 ± 5.48	14.37
13	Ndh/Lbh	RS	2	16.30 ± 4.46	22.81	9.02 ± 4.83	10.22
38	Lbh	VS/RS	3	15.09 ± 4.18	23.16	11.75 ± 5.00	12.77
24	Ndh/Lbh	PS	2	19.66 ± 6.61	43.73	4.04 ± 10.54	11.29
26	Ndh/Lbh	PS	2	21.94 ± 6.77	46.43	-0.83 ± 9.84	9.87
32	Ndh/Lbh	PS	1	8.70 ± 3.81	21.47	4.74 ± 8.22	9.48
27	Ndh/Lbh	PS/WS	2	19.70 ± 6.52	41.61	1.47 ± 9.69	9.80
8	Ndh	VS	3	17.73 ± 4.41	24.58	7.66 ± 5.13	9.21
10	Ndh	Latsche	2	3.03 ± 1.74	12.57	-1.77 ± 1.76	2.49
18	Wiese	Nhb	0	6.97 ± 8.45	53.98	-6.91 ± 8.50	10.94
19	Wiese	Nhb	0	-0.06 ± 8.50	33.65	0.15 ± 8.57	8.51
28	Wiese	Nhb	0	0.81 ± 11.54	50.63	-0.91 ± 11.43	11.42

## 6.3 RVoGr-DCM

	Bestandes- typ	Stadium	Dichte	RVoGr DCM		Lidar DCM minus RVoGr DCM	
				Mittel ± Stabw. [m]	Spannweite	Mittel ± Stabw. [m]	RMSE
1	Ndh/Lbh	JS	2	15.80 ± 3.01	22.33	-12.53 ± 4.52	13.32
2	Ndh/Lbh	JS	2	19.60 ± 5.18	42.89	-15.62 ± 7.49	17.32
23	Ndh/Lbh	JS	2	14.88 ± 5.69	42.49	-11.17 ± 8.39	13.97
36	Ndh/Lbh	JS	3	23.82 ± 6.70	34.94	-18.18 ± 7.08	19.51
3	Lbh	WS	3	27.02 ± 6.82	37.87	-10.29 ± 6.42	12.13
4	Ndh	WS	2	24.27 ± 6.29	47.71	-7.88 ± 7.70	10.77
34	Lbh	WS	3	37.60 ± 5.46	29.71	-18.39 ± 5.74	19.26
6	Lbh	WS	3	31.27 ± 5.89	32.12	-15.03 ± 5.79	16.09
7	Ndh	WS	3	26.97 ± 6.99	39.32	-11.50 ± 7.57	13.77
20	Ndh	WS	2	36.35 ± 6.01	32.68	-17.26 ± 8.09	19.06
21	Ndh	WS	3	28.99 ± 4.76	30.61	-14.86 ± 5.49	15.84
5	Ndh/Lbh	WS	3	31.14 ± 7.22	37.59	-14.73 ± 7.48	16.52
9	Lbh	RS	2	39.44 ± 5.57	31.18	-14.24 ± 6.04	15.47
33	Lbh	RS	3	29.08 ± 6.05	42.49	-5.08 ± 6.54	8.28
11	Lbh	RS	3	36.20 ± 7.04	34.36	-10.95 ± 7.58	13.32
22	Ndh	RS	2	35.91 ± 6.21	33.22	-17.18 ± 9.19	19.48
25	Ndh	RS	3	38.77 ± 5.41	28.54	-12.45 ± 6.86	14.21
29	Ndh	RS	2	36.55 ± 6.36	31.41	-16.28 ± 9.05	6.49
30	Ndh	RS	1	32.07 ± 5.71	47.55	-16.15 ± 10.41	19.21
31	Ndh	RS	2	34.65 ± 6.77	33.65	-15.62 ± 10.99	19.10
35	Ndh	RS	3	26.41 ± 7.77	71.39	-11.46 ± 8.66	14.36
37	Ndh	RS	2	33.97 ± 7.07	38.93	-14.23 ± 10.56	17.72
12	Ndh/Lbh	RS	3	36.02 ± 8.63	40.99	-10.35 ± 9.46	14.02
13	Ndh/Lbh	RS	2	28.76 ± 6.34	42.61	-3.35 ± 6.88	7.65
38	Lbh	VS/RS	3	32.65 ± 7.50	51.77	-5.79 ± 7.80	9.71
24	Ndh/Lbh	PS	2	35.64 ± 6.71	53.83	-11.94 ± 10.60	15.96
26	Ndh/Lbh	PS	2	31.95 ± 7.44	52.65	-10.87 ± 11.75	16.00
32	Ndh/Lbh	PS	1	28.50 ± 6.17	39.64	-15.00 ± 10.25	18.17
27	Ndh/Lbh	PS/WS	2	27.75 ± 6.38	43.06	-6.55 ± 9.86	11.84
8	Ndh	VS	3	30.30 ± 5.93	32.80	-4.87 ± 6.42	8.05
10	Ndh	Latsche	2	14.32 ± 4.44	37.05	-13.12 ± 4.39	13.84
18	Wiese	Nhb	0	31.05 ± 6.55	37.47	-31.00 ± 6.62	31.70
19	Wiese	Nhb	0	29.99 ± 8.94	39.58	-29.89 ± 8.94	31.19
28	Wiese	Nhb	0	38.56 ± 6.76	32.46	-38.71 ± 6.79	39.30

## 6.4 Photo DSM minus Lidar DTM (= Photo DCM)

	Bestandes- typ	Stadiu m	Dichte	Photo DCM		Lidar DCM minus Photo DCM	
				Mittel ± Stabw. [m]	Spannweite	Mittel ± Stabw. [m]	RMSE
1	Ndh/Lbh	JS	2	2.89 ± 1.44	8.62	0.36 ± 3.47	3.49
2	Ndh/Lbh	JS	2	0.73 ± 1.28	16.48	3.20 ± 6.68	7.49
23	Ndh/Lbh	JS	2	-0.36 ± 0.51	4.56	4.15 ± 6.58	7.78
36	Ndh/Lbh	JS	3	5.66 ± 2.22	16.71	-0.08 ± 2.76	2.76
3	Lbh	WS	3	16.76 ± 2.20	15.39	0.03 ± 0.96	0.96
4	Ndh	WS	2	17.25 ± 2.05	17.25	-0.87 ± 2.86	2.93
34	Lbh	WS	3	19.51 ± 2.36	16.72	-0.29 ± 1.48	1.67
6	Lbh	WS	3	15.55 ± 1.28	8.16	0.72 ± 1.25	1.46
7	Ndh	WS	3	15.82 ± 1.38	11.38	-0.34 ± 1.50	1.63
20	Ndh	WS	2	21.67 ± 2.25	15.01	-2.57 ± 4.79	5.69
21	Ndh	WS	3	15.07 ± 3.41	20.26	-0.92 ± 2.76	3.12
5	Ndh/Lbh	WS	3	16.69 ± 1.70	9.74	-0.28 ± 1.58	1.72
9	Lbh	RS	2	24.99 ± 1.94	14.49	0.19 ± 1.62	1.71
33	Lbh	RS	3	24.45 ± 2.34	15.32	-0.45 ± 1.57	1.72
11	Lbh	RS	3	25.18 ± 2.25	15.01	0.07 ± 1.73	1.81
22	Ndh	RS	2	22.54 ± 3.01	25.46	-3.84 ± 5.99	7.12
25	Ndh	RS	3	25.85 ± 3.90	25.33	0.48 ± 2.50	2.68
29	Ndh	RS	2	22.95 ± 3.61	25.64	-2.66 ± 5.59	6.45
30	Ndh	RS	1	15.84 ± 8.74	36.00	0.07 ± 10.39	10.39
31	Ndh	RS	2	23.80 ± 3.54	27.93	-4.79 ± 7.28	8.92
35	Ndh	RS	3	16.69 ± 2.75	19.35	-1.78 ± 3.59	4.01
37	Ndh	RS	2	24.08 ± 3.75	27.92	-4.30 ± 7.29	8.63
12	Ndh/Lbh	RS	3	25.63 ± 2.32	18.72	0.07 ± 3.27	3.42
13	Ndh/Lbh	RS	2	25.12 ± 1.94	15.05	0.30 ± 2.03	2.20
38	Lbh	VS/RS	3	26.89 ± 2.45	14.97	-0.02 ± 2.10	2.24
24	Ndh/Lbh	PS	2	24.24 ± 6.41	42.67	-0.56 ± 7.24	7.26
26	Ndh/Lbh	PS	2	24.02 ± 6.59	42.21	-2.95 ± 7.98	8.50
32	Ndh/Lbh	PS	1	13.77 ± 5.34	33.36	-0.24 ± 6.64	6.87
27	Ndh/Lbh	PS/WS	2	22.69 ± 6.37	36.58	-1.53 ± 6.06	6.39
8	Ndh	VS	3	25.15 ± 2.19	12.26	0.31 ± 1.54	1.70
10	Ndh	Latsche	2	1.43 ± 0.56	7.24	0.71 ± 0.63	0.66
18	Wiese	Nhb	0	3.59 ± 4.37	19.44	-3.53 ± 4.45	5.68
19	Wiese	Nhb	0	1.07 ± 2.63	17.28	-0.97 ± 2.65	2.83
28	Wiese	Nhb	0	3.53 ± 4.62	17.07	-3.68 ± 4.57	5.87



## 6.5 Lidar DTM sowie P-Band DTM

	Bestandes- typ	EWS	Dichte	Lidar DTM		P-Band DTM	
				Mittel	Stabw.	Mittel	Stabw
1	Ndh/Lbh	JS	2	810.19	± 0.89	808.30	± 1.60
2	Ndh/Lbh	JS	2	812.95	± 2.31	813.62	± 2.73
23	Ndh/Lbh	JS	2	797.00	± 1.92	798.55	± 2.41
36	Ndh/Lbh	JS	3	823.83	± 1.18	824.33	± 3.27
3	Lbh	WS	3	892.43	± 4.64	892.71	± 5.96
4	Ndh	WS	2	955.67	± 6.92	954.66	± 5.91
34	Lbh	WS	3	923.28	± 6.42	921.84	± 6.98
6	Lbh	WS	3	842.70	± 2.85	844.57	± 2.87
7	Ndh	WS	3	851.12	± 1.59	850.43	± 2.30
20	Ndh	WS	2	795.47	± 5.02	800.50	± 5.42
21	Ndh	WS	3	783.95	± 2.95	787.35	± 3.80
5	Ndh/Lbh	WS	3	932.31	± 7.95	932.09	± 8.08
9	Lbh	RS	2	857.33	± 5.40	863.69	± 6.27
33	Lbh	RS	3	877.27	± 5.64	881.47	± 6.09
11	Lbh	RS	3	885.41	± 7.49	892.66	± 7.10
22	Ndh	RS	2	796.22	± 1.74	803.28	± 3.91
25	Ndh	RS	3	882.10	± 9.02	890.52	± 10.78
29	Ndh	RS	2	791.52	± 3.85	800.37	± 5.94
30	Ndh	RS	1	796.48	± 2.14	803.03	± 3.69
31	Ndh	RS	2	813.23	± 3.53	819.42	± 4.61
35	Ndh	RS	3	812.01	± 3.73	814.40	± 4.37
37	Ndh	RS	2	792.95	± 3.34	800.75	± 3.89
12	Ndh/Lbh	RS	3	862.86	± 5.30	874.56	± 5.66
13	Ndh/Lbh	RS	2	850.02	± 2.68	855.94	± 4.90
38	Lbh	VS/RS	3	880.40	± 8.00	889.71	± 8.88
24	Ndh/Lbh	PS	2	874.36	± 13.54	880.48	± 17.08
26	Ndh/Lbh	PS	2	848.87	± 4.16	847.28	± 7.68
32	Ndh/Lbh	PS	1	829.08	± 4.53	832.73	± 5.97
27	Ndh/Lbh	PS/W S	2	872.96	± 6.14	873.58	± 7.81
8	Ndh	VS	3	872.11	± 4.05	876.61	± 4.29
10	Ndh	Latsch e	2	824.28	± 0.64	822.46	± 1.55
18	Wiese	Nhb	0	798.81	± 5.88	792.91	± 11.03
19	Wiese	Nhb	0	794.98	± 0.62	796.90	± 5.71
28	Wiese	Nhb	0	790.73	± 1.38	794.77	± 10.91