Photogrammetrie basierte Methode zur Inventarisierung von *Eucalyptus*-Wäldern in Uruguay auf der Basis einzelner Baumerfassungen

Inaugural-Dissertation

zur Erlangung des Doktorgrades
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät

der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf

vorgelegt von

Facundo Ponce de León Capurro

aus Montevideo, Uruguay

Düsseldorf, Dezember 2021

aus der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf

Gedruckt mit der Genehmigung der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf

Berichterstatter:

1. Herr Univ.-Prof. Dr.rer.nat.habil. a.D. Ekkehard Jordan

2. Herr Univ.-Prof. Dr.rer.nat.habil. Stefan Conrad

Tag der mündlichen Prüfung: 18.03.2022

Für Claudia Caraballo und für Quino

Abstract

This work presents a new ITD (Individual Tree Detection) approach to assess wood volume, biomass, and stored carbon of individual trees in Eucalyptus plantations in Uruguay.

An aerial survey was conducted over a 10-year-old *Eucalyptus grandis* forest. The canopy height was determined by image matching in the R, G, and B channels using extremely low correlation coefficients. The three generated point clouds were merged and a canopy height model was interpolated from them.

A sequence of mathematical operations between the three color channels was generated that allowed the radiometric separation of the imaged tree crowns from the rest of the landscape. On this basis, a binary orthophotomask was generated and applied to the DSM. This produced individual island-like point clouds corresponding to the crown heights. The Local Maxima (LM) of each individual cloud was computed, resulting in all tree tops being determined. Their XYZ coordinates were assigned with normalized mean absolute deviation (NMAD) of 0.22 m and a lineal error at 95 % confidence (LE95) of 0.46 m.

The ground surface under the canopy was modeled based on a 1968 aerial survey when the site was treeless. The height of the bare ground in the stand was thereby determined with normalized mean absolute deviation (NMAD) of 0.41 m and a lineal error at 95 % confidence (LE95) of 0.97 m.

The known elevation of the foot and top of each tree allowed their height to be calculated with an SZ of 1.15 m. Based on the height, wood volume, biomass, and stored carbon of each tree were determined by regression models. The uncertainty affecting the quality of the applied regression models could not be determined, since it was not possible to gain access to the site to make the necessary measurements. The uncertainty of the previous determinations of the tree base and top height was estimated to 8.2 up to 8.4 %. The individual detection and location of the trees allows a targeted selection of individuals for breeding or for processing in the sawmill. The accuracy achieved in this process is higher than that of traditional sampling and inference-based systems. This allows, among other things, the certification of a higher proportion of the carbon stored in the stand in case CO_2 emission credits are to be generated.

The approach was developed based on an aerial survey using a Rollei metric P 20 medium format camera without stabilized platform and without IMU and kinematic GNSS systems. This equipment takes up little space, is easy to transport, and can be mounted in even the smallest civil aircraft, providing relatively high mission flexibility and a favorable cost/performance ratio. However, the approach should also be suitable for larger and fully equipped aerial imaging systems, where even better results can be expected.

Kurzfassung

Die vorliegende Arbeit stellt einen neuen ITD (*Individual Tree Detection*)-Ansatz zur Erfassung von Holzvolumen, Biomasse und gespeicherten Kohlenstoff der einzelnen Bäume in *Eucalyptus*-Forsten in Uruguay dar.

Eine Befliegung über einem 10-jährigen *Eucalyptus grandis* Wald wurde durchgeführt. Das Kronendach wurde durch automatische Bildzuordnung mit extrem niedrigen Korrelationskoeffizienten in den R-, G- und B-Kanälen bestimmt. Die drei generierten Punktwolken wurden zusammengeführt und ein Kronenhöhenmodell daraus interpoliert.

Eine Reihenfolge mathematischer Operationen zwischen den drei Farbkanälen wurde generiert, die eine radiometrische Trennung der abgebildeten Baumkronen vom Rest der Landschaft ermöglichte. Auf dieser Basis wurde eine binäre Orthofotomaske generiert. Die Oberfläche der einzelnen Kronen wurde leicht reduziert. Die Maske wurde auf die Punktwolke des gesamten stereokorrelierten Gebietes angewendet. Dadurch entstanden individuelle inselartige Punktwolken, welche ausschließlich die Kronen beschreiben. Punkte zwischen den Kronen und auf den Kronenrändern wurden so beseitigt. Das Lokal-Maximum (LM) jeder einzelnen Wolke entspricht der Höhe der Baumspitzen und wurde mit einer normierten mittlere absolute Abweichung (NMAD) von 0,22 m und einem 95 %-Konfidenz linealen Fehler (LE95) von 0,46 m abgeschätzt.

Die Bodenhöhe unter dem Kronendach wurde auf der Basis einer Befliegungen aus dem Jahr 1968 modelliert, als das Gelände baumlos war. Die Erdfläche wurde so mit einer NMAD von 0,41 m und einem LE95 von 0,97 m bestimmt.

Die bekannte Position des Fußes und der Spitze eines jeden Baumes erlaubte die Berechnung ihrer Höhe mit einer SZ von 1,15 m. Auf der Basis der Höhe wurden durch Regressionsmodelle Holzvolumen, Biomasse und der gespeicherte Kohlenstoff jedes Baumes festgestellt. Die Unsicherheit, die die Qualität der angewandten Regressionsmodelle beeinträchtigt, konnte nicht festgestellt werden, da es nicht möglich war Zutritt zum Gelände zu erhalten, um die dafür nötigen Messungen durchzuführen. Die Unsicherheit dieser Berechnungen, der auf die Unsicherheit der früheren Ermittlungen vom Baumfuß- und Baumspitzenhöhe zurückzuführen ist, wurde mit 8,2 bis 8,4 % abgeschätzt. Die individuelle Erfassung und Verortung der Bäume ermöglicht eine gezielte Auswahl der Individuen für die Züchtung und für die Verarbeitung im Sägewerk. Die hierbei erreichte Genauigkeit ist höher als die der traditionellen Stichprobenahme und Inferenz-basierten Systeme. Dies erlaubt u.a. die Zertifizierung eines höheren Anteils des im Bestand gespeicherten Kohlenstoffes im Falle, dass CO_2-Emissionsrechten generiert werden sollen.

Der Ansatz wurde auf der Basis einer Befliegung mit einer Rollei metric P 20 Mittelformatkamera ohne Stabilisierungsplattform und ohne IMU- und kinematische GNSS-System entwickelt. Diese Ausrüstung nimmt wenig Platz ein, ist einfach zu transportieren und kann sogar in den kleinsten zivilen Flugzeugen montiert werden, wodurch eine relativ große Einsatzflexibilität erreicht und ein günstiges Kosten/Leistungs-Verhältnis erzielt wird. Der Ansatz sollte aber auch für größere und komplett ausgerüstete Luftbildaufnahmesysteme geeignet sein, womit noch bessere Ergebnisse erwartet werden können.

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Ekkehard Jordan, der diese Arbeit betreut und mit vielen Ratschlägen zu ihr beigetragen hat.

Für ihre wertvolle fachliche Unterstützung möchte ich mich ebenfalls bei Dr.-Ing. Karsten Jacobsen, Dr. Dr.-Ing. Wilfried Linder, M. A. Geogr. Mirko Schommer, Dr. Katty Castillo, Dr. Javier Gonzalez, M. A. Geogr. Antonio Park, Dr. Michael Breitmeier, Dr. Volker Heck und M. A.Geogr. Lars Ungerechts herzlich bedanken, sowie bei Frau Angela Rennwanz und Frau Hildegard Janssen für Ihre Unterstützung bei den administrativen Angelegenheiten.

Die vorliegende Arbeit war nur dank der Unterstützung zahlreicher Freunde möglich. Bei diesen Personen habe ich mich persönlich bedankt. Ich bin mir sicher, dass diese Freunde, die mich und das vorliegende Projekt wohlwollend unterstützt haben, kein besonderes Interesse daran haben, auf einer Danksagungsliste erwähnt zu werden. Sie werden sich dagegen darauf freuen, wenn ich aus Dankbarkeit anderen Menschen weiter helfe, so wie mir geholfen wurde. Die Unterstützung, die ich bekommen habe, wird somit nicht bei mir bleiben sondern weiter wirken.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung 1

1.1 Einführung in die behandelte Problematik, Zielsetzung und Aufbau der Arbeit 1

1.1.1 Einführung in die behandelte Problematik und Literaturübersicht 1

1.1.2 Zielsetzung 4

1.1.3 Aufbau der Arbeit 5

1.2 Forstwirtschaft in Uruguay 6

1.2.1 Landschaftsökologische Charakterisierung Uruguays 6

1.2.1.1 Klima 6

1.2.1.2 Geomorphologie und Böden 10

1.2.1.3 Vegetation 11

1.2.2 Bewirtschaftung des ländlichen Raums 12

1.2.3 Forstwirtschaft 12

1.2.3.1 Entwicklung der Forstwirtschaft in Uruguay 12

1.2.3.2 Verwendete Arten 14

1.2.3.3 Waldbewirtschaftung 14

1.2.3.4 Ökologische Auswirkungen des Aufforstungsprozesses 16

1.2.3.4.1 Wichtigste Eigenschaften der Aufforstungsprioritätsböden 16

1.2.3.4.2 Auswirkung auf die chemischen Bodeneigenschaften 17

1.2.3.4.3 Auswirkung auf die Kohlenstoffdynamik im Boden 18

1.2.3.4.4 Auswirkung auf die Wasserdynamik der Wassereinzugsgebiete 18

1.2.3.4.5 Auswirkung auf die Artenvielfalt 19

1.2.3.5 Aktueller Zustand und Perspektiven der Forstwirtschaft 20

1.3 Photogrammetrie und 3D-Modellierung in der Forstwirtschaft 21

1.3.1 Waldmesskundliche Grundlagen 21

1.3.1.1 Durchführung von Waldinventuren 22

1.3.1.2 Standortdifferenzierung 23

1.3.1.3 Gestaltung von Ertragstafeln und Wachstumsmodellen 24

1.3.1.4 Abschätzung der Biomasse 24

1.3.1.5 Abschätzung gespeicherten Kohlenstoffs 25

1.3.1.6 Auswahl von Individuen für die selektive Durchforstung oder die Züchtung 25

1.3.2 Digitale Photogrammetrie in der Forstwirtschaft 25

1.3.2.1 Luftbildphotogrammetrie und räumliche Modellierung 26

1.3.2.1.1 Aufnahmetechnik 26

1.3.2.1.2 Dreidimensionale Modellierung 28
1.3.2.2 Semiautomatische 2D-Auswertung 30
1.3.2.3 Semiautomatische 3D-Modellierung von Waldflächen 32
1.3.2.3.1 Modellierung des Kronendachs 32
1.3.2.3.2 Modellierung des Bodens 39
1.3.2.3.3 Auswertung des Kronenhöhenmodells 39
1.3.2.3.3.1 Individual Tree Detection-Methoden 40
1.3.2.3.3.2 Area Based Approach-Methoden 43
1.4 Potential des *Individual Tree detection*-Verfahrens für die uruguayische Forstwirtschaft 44
1.4.1 Praktische Bedeutung 44
1.4.2 Technische Voraussetzungen und Umsetzungsmöglichkeiten 47
1.4.3 Anwendbarkeit 48
2 Problemstellung und Ziele 49
2.1 Problemstellung 49
2.1.1 Probleme bei der Ermittlung und Verortung der Baumspitzen 50
2.1.1.1 Subkronenstruktur 55
2.1.1.2 Rasenartige Kronenfläche 57
2.1.2 Probleme bei der Generierung des DGMs 60
2.2 Ziele und Arbeitshypothesen 61
2.2.1 Ziele 61
2.2.2 Beobachtungen und Hypothesen 61
2.2.2.1 Hypothese I: DGM aus der 1968-Befliegung 61
2.2.2.2 Hypothese II: Maskierung zur Beseitigung der LMs zwischen Kronen und an den Kronenrändern 61
2.2.2.3 Hypothese III: Verbesserung der Modellierung der Baumkronen durch Bildzuordnung auf der Basis von *zufallsbezogener* Ähnlichkeit 64
2.2.2.3.1 *Formbezogene* und *zufallsbezogene* Ähnlichkeit bzw. Übereinstimmung 65
2.2.2.3.2 Zufallsbezogene Übereinstimmung bei *Eucalyptus*-Kronen 74
3 Untersuchungsgebiet, Materialien und Methoden 82
3.1 Untersuchungsgebiet 82
3.2 Bildmaterial 83
3.3 Erstansatz zur Generierung des 3D-Baumhöhen-Layers 84
3.3.1 Aerotriangulation des 2006-Blocks 86
3.3.2 Generierung des 3D-Baumspitzen-Layers 87
3.4 Folgeansatz zur Generierung des 3D-Baumspitzen-Layers 88

3.4.1 Generierung der Orthophotomosaik-Maske ... 89
3.4.2 Generierung des 3D-Baumspitzen-Layers ... 91
3.5 Generierung des 1968-DGMs ... 92
3.6 Normierung und Berechnung der forstlichen Kenngroßen ... 94
4 Ergebnisse und Diskussion ... 94
4.1 Maskierung der gesamten Punktwolke und Baumermittlung ... 94
4.1.1 Radiometrie der wichtigsten Elemente im Objektraum und Anwendung der Schwellwert-Technik ... 94
4.1.2 Trennung der Kronenflächen von den anderen Landschaftselementen durch Ratiobilder ... 99
4.1.3 Generierung der binären Orthomaske ... 108
4.1.4 Baumermittlung ... 110
4.2 Erfassung der Baumhöhe und Einschätzung von Holzvolumen, Biomasse und gespeichertem Kohlenstoff ... 116
4.2.1 Erfassung der Baumspitzenhöhe ... 116
4.2.2 DGM-Generierung und Bestimmung der Baumfußhöhe ... 122
4.2.3 Baumhöhe ... 127
4.2.4 Holzvolumen ... 128
4.2.5 Biomasse ... 129
4.2.6 Gespeicherter Kohlenstoff ... 130
4.3 Anwendung des Folgeansatzes auf den gesamten Bestand ... 130
5 Schlussfolgerungen und Ausblick ... 134
Abbildungsverzeichnis ... 137
Abkürzungen und Symbole ... 142
Anhänge ... 144
Literaturverzeichnis ... 149

1 Einleitung

1.1 Einführung in die behandelte Problematik, Zielsetzung und Aufbau der Arbeit

1.1.1 Einführung in die behandelte Problematik und Literaturübersicht

Ende der 1980er Jahre begann in Uruguay eine Wachstumsphase der damals praktisch unbedeutenden Forstwirtschaft. Heutzutage hat die Branche sich bei einer Fläche von etwa 800.000 ha *Eucalyptus*- und 300.000 ha *Pinus*-Forsten stabilisiert, die Holz für die Zelluloseindustrie, für die Energieerzeugung oder für die Sägewerke produzieren (*MGAP, 2018*).
Für die Bewirtschaftung der Bestände wird im Land keine Fernerkundungstechnologie verwendet, obwohl der Einsatz verschiedener Varianten dieser Methoden zur Informationsgewinnung einen großen Nutzen bringen könnte. Die einzige Ausnahme bildet die sporadische Auswertung von Satellitenbildern, um einen groben Überblick über die Bestände zu erhalten.

Eine dieser nicht ausgenutzten Methoden ist die Photogrammetrie. Traditionell ermöglichte diese Technologie die Bestimmung der Baumhöhen und von Orthophotos (*Huss, 1984. S.105-185; Nuske und Nieschulze, 2004; White et al., 2016*). Heutzutage ist es unter geeigneten Umständen möglich einzelne Bäume oder gesamte Kronendächer durch photogrammetriebasierte Techniken dreidimensional zu modellieren. Dabei werden durch automatische Bildzuordnung 3D-Punktwolken generiert, bei denen jeder Punkt einer Position im Wald entspricht. Ein späteres Interpolationsverfahren erzeugt ein kontinuierliches 3D-Modell des Kronendachs (Digitale Situationsmodelle oder DSM). Verfügt man zusätzlich über ein 3D-Modell der Bodenfläche (digitales Geländemodell oder DGM), ist es möglich, durch die räumliche Referenzierung des DSMs auf das DGM (normalisiertes DGM = nDGM) und einer Auswertung des Kronendachs-DSM unterschiedliche Merkmale des Bestandes oder der einzelnen Bäume zu quantifizieren. Die Auswertung eines DSM kann in zweierlei Form erfolgen: *Area Based Approach*-Verfahren (ABA) erfassen das Kronendach als eine Einheit und generieren somit Information über den gesamten Bestand, aber nicht über einzelne Bäume (*Korpela, 2017; Chuvieco, 2020. S.324-325*). *Individual Tree Detection*-Verfahren (ITD) erfassen idealerweise jeden Baum im Bestand, verorten diesen und stellen die Höhe jedes Baums fest (*Chen, 2014b. S.402-405; Holopainen et al., 2014*). Daraus können andere Merkmale wie Basalfläche, Brusthöhendurchmesser, Holzvolumen, Biomasse oder gespeicherter Kohlenstoff für jeden Baum abgeleitet werden.

Die Anwendung von ITD-basierten Ansätzen könnte der uruguayischen Forstwirtschaft folgende Vorteile bringen:

I. Genaue Kategorisierung und Inventarisierung von Bäumen für die Sägeholzproduktion, sowie eine präzise Auswahl der Exemplare für die dafür nötigen selektiven Durchforstungseingriffe durch einzelne Erfassung und Verortung der Individuen.
II. Da anstatt einer Stichprobe hierbei alle Individuen der Grundgesamtheit einzeln erfasst bzw. gemessen werden, werden die Schlussfolgerungen über Holzvolumen, Biomasse oder Kohlenstoff im Bestand präziser und sicherer.
III. Für die Züchtung oder das Klonen werden normalerweise die Bäume ausgewählt, die sich nach bestimmten Kriterien -vor allem der Größe- gegenüber dem Rest der Population

auszeichnen. Ein ITD-Verfahren erlaubt eine schnelle und sichere Ermittlung solcher Individuen.

IV. Die in Uruguay aufgeforsteten Böden zeigen grundsätzlich eine geringe Wasserspeicherkapazität und große Variabilität aller Wachstumsfaktoren, die die Bereiche mit unterschiedlichen Wachstumsbedingungen innerhalb eines Bestandes bestimmen (s. 1.2.1). Eine ebenfalls hohe Variation der Niederschlagereignisse verschärft die Wirkung der Unterschiede in der Leistungskraft der Böden auf den Holzzuwachs. Durch Standortdifferenzierungen könnte die Waldbehandlung gezielt auf die Wachstumsbedingungen der unterschiedlichen Bereiche optimal angepasst werden. Die Bereiche unterschiedlicher Leistungskraft lassen sich durch die Höhe der darauf wachsenden Bäume erkennen. Die Verortung und Ermittlung der Höhe der einzelnen Bäume durch ein ITD-Verfahren würde dann die Durchführung von hoch präzisen Standortdifferenzierungen erlauben.

Eine Auswertung von Berichten unterschiedlicher Autoren, die auf der Basis photogrammetrischer Modellierungen von Kronendächern Bäume einzeln ermittelt haben *(Gong et al., 2000; Kätsch, 2000; Mei et al., 2001; Sheng et al., 2001; Gong et al., 2002a; Gong et al., 2002b; 2002; Paparoditis und Dissard, 2002; Fuchs, 2003. S.112-113; Sheng et al., 2003; Straub, 2003; St-Onge et al., 2004; Mei und Durrieu, 2004; Wang 2004; Hirschmugl und Schardt, 2005. S.55; Baltsavias et al., 2006; Offnere et al., 2006; Hirschmugl et al., 2007; Korpela et al., 2007; Baltsavias et al., 2008; St-Onge et al., 2008; Waser et al., 2008; Haala, 2009; Haala et al., 2010; Yu et al., 2010; Ke und Quackenbush, 2011a, 2011b; Valbuena et al., 2011; Grün, 2012; Järnstedt et al. 2012; Holmgren und Lindberg, 2013; Nurminen et al., 2013; Straub et al., 2013a; White et al., 2013; Wang und Diao 2014; Windisch et al., 2014; Balenović et al., 2015; Paris und Bruzzone, 2015. S.158-194; Stepper et al., 2015; Pulliti et al., 2016; Panagiotidis et al., 2017; Pulkkinen et al., 2018; White et al., 2018; Jahatunga et al., 2019, Räty et al., 2019; Kwong und Fong, 2020; Strunk et al., 2020; und Noordmeer et al., 2021)*, zeigt allerdings, dass die Qualität der Ergebnisse zwischen den unterschiedlichen ITD-Ansätze stark variiert, und, dass sie vorwiegend unter dem Genauigkeitspotential liegen, das die Photogrammetrie bei anderen Objekten zeigt. Ein wichtiger Grund dafür liegt in den besonderen Bedingungen, die die Kronendächer für die Bildzuordnung bestimmen (s. 1.3.2.1). Anders als bei Gebäuden, bieten Wälder eine Oberfläche ohne klar definierte Strukturen oder Formen, und mit einer musterlosen Textur innerhalb einer schmalen Farbpalette. Diese Umstände beeinträchtigen die automatische Bildzuordnung, homologe Stellen auf den zwei Bildern des Auswertepaars zu finden, erheblich. Die nebeneinander stehenden und relativ steilen Oberflächen der Baumkronen generieren dazu Schatten, die die Bildzuordnung weiter erschweren, sowie zahlreiche sichttote Räume, die zu Lücken des Höhenmodells führen. Der Mangel an klar definierten Strukturen verhindert außerdem eine präzise Kontrolle der Richtigkeit der zugeordneten Punkte.

Bei den oben zitierten Berichten lässt sich ebenfalls erkennen, dass die Qualität der Ergebnisse mit den Baumarten, Bestandsbehandlungen, Aufnahmemethoden und -bedingungen variiert. Dies ist ein wichtiges Merkmal der Arbeit mit photogrammetrischen Modellierungen von Kronendächern: Jeder Wald -auch bei gleichen Baumarten- ist anders, wichtige Aufnahmebedingungen -vor allem Wind und Belichtung- sind selten reproduzierbar, und die Zwecke der Erhebungen können ebenfalls unterschiedlich sein. Ein Aufnahme- und Verfahrensmuster, das sich für einen bestimmten Wald als erfolgreich erwiesen hat, kann somit bei anderen Wäldern nicht optimal oder sogar nicht geeignet sein. Während der Anwendung einer bestimmten Methode in einer neuen Situation müssen die

Softwareeinstellungen der unterschiedlichen Schritte daher normalerweise empirisch optimiert werden. Änderungen in der Struktur der Methode oder die Anpassung der Ausstattung könnten ebenfalls nötig sein. Unter Umständen kann es sogar sinnvoller werden, gezielt eine neue Methode zu generieren. Aussagekräftige Vergleiche zwischen Ergebnissen unterschiedlicher photogrammetrie basierter Ansätze im Waldbereich sind aus diesem Grund nicht immer plausibel und sollten nur mit großer Vorsicht interpretiert werden.

Ein weiterer Aspekt, der ebenfalls mit jedem Kontext variiert, ist die Beschaffung eines präzisen DGMs. In manchen Situationen ist es möglich, trotz der Kronenbedeckung Stellen auf dem Boden zu finden, die auf beiden Bildern des Paares sichtbar bleiben und stereoskopische Messungen erlauben. Falls diese Messungen in genügender Anzahl vorhanden sind und eine günstige räumliche Verteilung zeigen, können sie dann zu einem 3D-Modell interpoliert werden *(Gong et al., 2000; Fuchs, 2003. S.56; Nuske und Nieschulze, 2004, Van Laar und Akça, 2007. S.330; Jensen und Matheus, 2016; Straub und Stepper, 2016; Debella-Gilo, 2016; Wang et al.,2017)*. ALS (Airborne Laser Scanning)-Befliegungen erlauben u.U. eine bessere Modellierung der Bodenfläche unter dem Kronendach. Etliche Länder, die systematische ALS-Erhebungen durchführen, stellen normalerweise präzise DGMs zur Verfügung *(Hyyppä et al., 2012; Straub et al., 2013a; Vastaranta et al., 2013; White et al., 2013; Rahlf et al., 2014; Vauhkonen et al., 2014; Ginzler und Hobi, 2015; Lindgren et al., 2015; Debella-Gilo, 2016; Deng et al., 2016; Kukkonen et al., 2016; Straub und Stepper, 2016; Nilsson et al., 2017*). Dies liegt alerdings für Uruguay nicht vor.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde versucht, eine photogrammetriebasierte ITD-Methode zu entwickeln, die für die Bedingungen der *Eucalyptus*-Forsten Uruguays geeignet ist und unter wirtschaftlich vertretbaren Kosten ausreichend präzise und sichere Ergebnisse liefert.
Zu diesem Zweck wurde nach den theoretischen Grundlagen und andernorts praktizierten Methoden (s. Kap. 1.3.2.3.3.1) ein vorläufiger ITD-Ansatz entworfen und durchgeführt. Dieser *Erstansatz* diente der Erkennung der unter den spezifischen Bedingungen einwirkenden Hindernisse und der entsprechenden Anpassungsbedürfnisse (s. 2.1.1). Dabei wurde ein *Eucalyptus grandis*-Bestand mit 10 cm Objektpixelgröße (ground sampling distance = GSD) stereoskopisch erfasst, das Kronendach stereoskopisch zugeordnet und ein DSM generiert. Durch die Anwendung eines Lokal-Maximum (LM) Filters (*Culvenor, 2002; Li und Strahler, 1992; Pitkänen, 2001; Wang und Diao, 2014*) wurden die Baumspitzen ermittelt und verortet bzw. ihre XYZ-Koordinaten bestimmt. Dadurch wurde ein Punkt-Layer mit den verorteten Baumspitzen generiert. Für die Erzeugung des DGMs wurde versucht, Stereomessungen auf sichtbaren Stellen der Bodenfläche durchzuführen, auf deren Basis das Geländemodell interpoliert werden sollte.

Bei der Durchführung des Erstansatzes wurden sowohl bei der *Ermittlung der Bäume* als auch bei der *Genauigkeit der Verortung der Baumspitzen* nicht optimale Ergebnisse erreicht. Eine Analyse der unterschiedlichen Verfahrensschritte zeigt, dass diese Unsicherheit auf eine mangelhafte Bildzuordnung im Kronendach zurückzuführen ist. Die Baumkronen wurden dabei vorwiegend mit einer zu geringen Anzahl an homologen Punkten modelliert, die zusätzlich eine ungünstige Verteilung zeigten. So sind die zugeordneten Punkte in den zentralen Bereichen der Kronenflächen spärlich, während an den Rändern Punktverdichtungen zu finden sind. Viele Baumkronen wurden somit durch das daraus resultierende DSM nicht korrekt genug modelliert. Dies hatte zur Folge, dass bei manchen Kronen:

a) der LM-Suchalgorithmus keine Maxima feststellen konnte und der Baum unerkannt blieb,

b) ein LM korrekt festgestellt aber falsch verortet wurde, oder

c) mehr als ein LM in einer einzigen Baumkrone festgestellt wurde.

Im Bereich zwischen den Baumkronen wurden ebenfalls Punkte generiert. Diese bilden gelegentlich Punkhaufen, die unzutreffende LMs zwischen den Kronen erzeugen.

Die schon beschriebene ungünstige Verteilung der Punkte und die unzureichende Dichte können teilweise den oben beschriebenen typischen Problemen bei der Bildzuordnung bei Kronendächern zugeschrieben werden. Im Falle dieses Kronendachs wurde die Stereokorrelation durch zwei charakteristische Merkmale des *Eucalyptus grandis* (s.2.1.1) zusätzlich beeinträchtigt:

a. Eine *Subkronenstruktur* aus wenig geästeten Zweigen, die in gut definierten und klar voneinander getrennten etwa 1 bis 3 m breiten kugelförmigen Laubhaufen enden. Diese Subkronen werden vom LM-Suchprogram gelegentlich falsch als einzelne Kronen interpretiert.
b. Das Laub der *Eucalyptus grandis*-Kronen besteht aus relativ wenigen und senkrecht orientierten Blättern, die eine durchsichtige bzw. transparente Struktur erzeugen. Dies verstärkt den für Kronendächer typischen mosaikartigen Charakter ihrer Textur. Durch die zusätzliche Wirkung des ebenfalls typischen Mangels an klar differenzierbaren Strukturen der Kronenabbildungen, wird bei *Eucalyptus* eine *rasenartige Fläche* erzeugt, die die Erkennung bzw. die Differenzierung einer beliebigen Stelle der Baumkrone auf beiden Bildern des Paares erschwert. Die niedrige Erfolgsquote bei der Bildzuordnung kann in diesem Fall teilweise dadurch erklärt werden.

Diese beobachteten Besonderheiten der *Eucalyptus grandis* und ihre Wirkung auf die Bildzuordnung sind in 2.1 ausführlich beschrieben und analysiert.

Die Erzeugung des DGMs durch Stereomessungen auf der Bodenfläche ist nicht gelungen. Die Stellen zwischen den Kronen, die auf mehr als einem Bild des Stereopaars sichtbar waren, waren entweder von *Eucalyptus*-Schösslingen oder anderen Pflanzen bedeckt, oder zu dunkel oder kontrastarm um Messungen durchzuführen

1.1.2 Zielsetzung

Ziel dieser Forschungsarbeit ist es Lösungen für die oben beschriebenen Probleme zu finden und ein zufriedenstellendes und anwendbares ITD-Verfahren für die *Eucalyptus*-Bestände in Uruguay zur Verfügung zu stellen. Auf der Basis der empirischen Erkenntnisse aus der Durchführung des Erstansatzes wurden drei Arbeitshypothesen zur Beseitigung der erkannten Probleme vorgeschlagen und im Rahmen eines daraus entworfenen *Folgeansatzes* umgesetzt.

Die erste Hypothese stammt aus Beobachtungen aus weiteren Stereokorrelationsversuchen bei denen bemerk wurde, dass im Falle dieses Kronendachs, Stereokorrelationen durch einen extrem niedrigen Schwellwert der Korrelationskoeffizienten (K.K.) (z.B. 0,3) zusätzliche Punkte gewonnen werden, deren Abweichung von der korrekten Position im Objektraum nicht so groß ist, wie es bei diesen K.K.-Schwellwerten erwartet werden könnte. Die Abweichung dieser Punkte beschränkt sich vorwiegend auf einen relativ kleinen Raum und zeigt keinen systematischen Fehler. Die Ursachen

dieses ungewöhnlichen Verhaltens werden in 2.2.2.3 analysiert und ausführlich beschrieben. Daraus wurde die Hypothese abgeleitet, dass aufgrund des rasenartigen Erscheinungscharakters *Eucalyptus grandis Kronen durch einen außergewöhnlich niedrigen K.K.-Schwellwert modelliert werden können*. Damit könnte das beobachtete Problem der unzureichenden Punkte für die Modellierung der Baumkronen beseitigt werden.
Die Anwendung von so niedrigen K.K.-Schwellwerten erhöht allerdings die Anzahl der zugeordneten Punkte zwischen den Kronen und die Punktverdichtungen an den Kronenrändern. Dies kann durch die Umsetzung der zweiten Hypothese kontrolliert werden, die im Folgenden vorgestellt wird.

Bildmasken werden gelegentlich benutzt um Bereiche eines Bildes oder Modells auszuschließen (*Gong et al., 2002b; Mei und Durrieu, 2004; Zagalikis et al., 2005; Hirschmugl et al., 2007; Holmgren, 2008; Waser et al., 2008; Ke und Quackenbusch, 2011b; Larsen et al., 2011; Kaartinen et al., 2012; Paris und Bruzzone, 2015; Chen et al., 2016*). Die radiometrische Absonderung der Baumkronen vom Rest der Landschaft ermöglicht die Erzeugung einer Maske, die die zugeordneten Punkte zwischen den Kronen ausschließen kann. Die Trennung der Kronen von Boden und Unterwuchs durch eine direkte Anwendung der Schwellwerttechnik (*Level Slice*) (*Lillesand, 2015. S.506*) auf den RGB-Bildern oder auf den Bildern der einzelnen Kanäle, war nicht möglich (s. 2.2.2.2). Die einzelnen Kanäle zeigten allerdings Unterschiede in ihrem Reflektionsvermögen für jedes der drei Elemente im Objektraum. Die zweite Hypothese besagt, dass *diese Unterschiede durch arithmetische Operationen zwischen den Kanälen verstärkt werden können, um die gesuchte radiometrische Absonderung der Kronen zu ermöglichen*. Dadurch wird die Generierung einer Bildmaske möglich, worauf lediglich die abgebildeten Kronenflächen dargestellt werden.
Das Problem der Punktverdichtungen an den Kronenrändern kann durch eine Änderung in der Geometrie der Figuren auf der Maske ebenfalls beseitigt werden.

Ein drittes Problem stellte die Erzeugung des DGMs dar. Im Jahr 1968 wurde Uruguay komplett beflogen um stereoskopische Luftbilder zu erstellen. Die große Mehrheit der heute aufgeforsteten Gebiete waren zu dieser Zeit Acker oder Weide. Auf den Bildern, die dem Untersuchungsgebiet entsprechen, ist die damalige Bodenfläche sichtbar. Die dritte Arbeitshypothese besagt, dass *durch diese alten Bilder ein DGM generiert werden kann, das eine ausreichende Präzision für die Zwecke dieser Arbeit aufweist*.

Die drei Arbeitshypothesen wurden umgesetzt und überprüft. Ein neues genaueres und sicheres ITD-Verfahren ist auf dieser Basis entstanden

1.1.3 Aufbau der Arbeit

Einführend werden im Kapitel 1.2 die für die Forstwirtschaft relevanten landschaftsökologischen Aspekten des Landes beschrieben, sowie die bisher durchgeführte Waldbewirtschaftung und was über ihre ökologischen Auswirkungen bekannt ist. Nachfolgend wird ein Überblick über die theoretischen Grundlagen und die aktuelle Nutzung der Photogrammetrie und der 3D-Modellierung in der Forstwirtschaft vorgestellt, mit Schwerpunkt auf der Aufnahmetechnik und den Modellierungs- und Auswertungsmethoden. Die Einleitung in die Arbeit endet mit einer Analyse der potentiellen Vorteile, der praktischen Bedeutung und der Umsetzungsmöglichkeiten der ITD-Verfahren unter den Bedingungen Uruguays.
Kapitel 2.1 stellt die Durchführung des Erstansatzes und eine Analyse der dabei beobachteten

Probleme vor, die zur Formulierung der drei Arbeitshypothesen führen. Die drei Ideen werden vorgestellt und begründet, das Ziel der Arbeit beschrieben und eine neue Ansatzstruktur vorgeschlagen, womit die Hypothesen umgesetzt werden.
Kapitel 3 beinhaltet eine Beschreibung der Aspekte des Untersuchungsgeländes, die für das Experiment relevant sind, sowie der benutzten Bildmaterialien, Computerprogramme und Ausrüstung. Alle Ansatzschritte und die dabei angewandten Einstellungen werden hier ebenfalls dargestellt, so dass das Experiment von einer überprüfenden Person falls erforderlich wiederholt werden kann.
Die erreichten Ergebnisse werden im Kapitel 4 vorgestellt und analysiert. Die Schlussfolgerungen der Arbeit und die neuen Anregungen, die daraus entstanden sind, werden im Kapitel 5 angesprochen.

Im Laufe dieser Arbeit wurden die folgenden Programme benutzt:

- ArcMap Version 10.6
- Adobe Photoshop Version 8.0.1
- Capture1 Version 5.1
- ERDAS IMAGINE 2015 mit den Paketmodulen Leica Photogrammetry Suite (LPS) und ORIMA
- ImageJ Version 1.52i
- SPSS Version 15.0

In den Menüs einiger der angewandten Softwareprogramme stehen Begriffe mitunter auf Deutsch und an anderen Stellen auf Englisch. Diese Begriffe werden in dieser Arbeit so zitiert, wie sie in den Fenstern der benutzten Programme Verwendung finden.

Aufgrund der Art der Themen mit der sich diese Arbeit sich beschäftigt, sind zahlreiche Illustrationen für das bessere Verständnis förderlich. Die Abbildungs- und Tabellenverzeichnis wurden wegen ihres Umfangs ans Ende des Textes gestellt.

1.2 Forstwirtschaft in Uruguay

1.2.1 Landschaftsökologische Charakterisierung Uruguays

1.2.1.1 Klima

Uruguay liegt unter dem subtropischen Hochdruckgürtel an der Ostküste Südamerikas (30° bis 35° S; 53° bis 58° W) und nimmt 175.016 km^2 ein (Abb.1). Die Region gehört zu den Ökozonen der immerfeuchten Subtropen (*Schultz, 2002. S.202-203*). Nach der Köppen-Klassifikation handelt es sich um ein warm- feuchtgemäßigtes Klima mit heißen Sommern (Cfa).

Aufgrund der relativ kleinen Landoberfläche und der Abwesenheit wichtiger physikalischer Hindernisse, wird in dieser Arbeit das ganze Land klimatisch durch die Messungen der südlichen Wetterstation La Estanzuela charakterisiert (Tab.1).
Der kälteste Monat des Jahres ist der Juli und die höchste Durchschnittstemperatur weist der Januar auf. Unter Null-Temperaturen werden von Ende Mai bis Mitte September registriert. Die jährlichen Niederschlagswerte lagen im oben erwähnten Zeitraum bei durchschnittlich 1.152 mm. Die aus NO-ankommenden tropischen Luftmassen sind im Sommer wärmer und zeigen daher eine höhere

absolute Feuchtigkeit als im Winter, was zusammen mit dem monsunalen Effekt des Chaco-Tiefes eine für das ganze Land zutreffende Zunahme der Niederschlagswerte zwischen Oktober und April mit einem Frühlings- bzw. Herbstmaximum verursacht (Abb.2).

Abbildung 1. Uruguay auf der Karte Südamerikas.

Monat	Temperatur °C				
	Monatsmittel	Mittlere monatliche Minimaltemp.	Mittlere monatliche Maximaltemp.	Tiefste monatliche Minimaltemp.	Höchste monatliche Maximaltemp.
Januar	23,1	17,7	28,8	9,4	39,2
Juli	9,9	6,0	14,4	-3,0	28,2

Tabelle 1. Temperaturwerte des kältesten bzw. wärmsten Monats im Jahr in der Zeitperiode 1988–2018 in der Station La Estanzuela (34° 19' 42" S, 57° 43' 30" O 81 m ü NHN) (*INIA, 2020*).

Auf der Penmann-Monteith-Methode (*Schulze et al., 2005. S.303*) basierende Abschätzungen der potentiellen Evapotranspiration (pET) für La Estanzuela (*INIA, 2020*) zeigen, dass sie in der betrachteten Zeitspanne durchschnittlich 1.284 mm im Jahr erreicht. Dieser Wert übersteigt die durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge um 129 mm. Abb.2 zeigt, dass zwischen Oktober und Februar die pET- die Niederschlagswerte deutlich überschreiten. In der Periode von März bis August

sinken die pET-Werte so, dass trotz einer gleichzeitigen Niederschlagabnahme von ungefähr 40 %, die pET-Niederschlags-Bilanz einen positiven Wert zeigt.

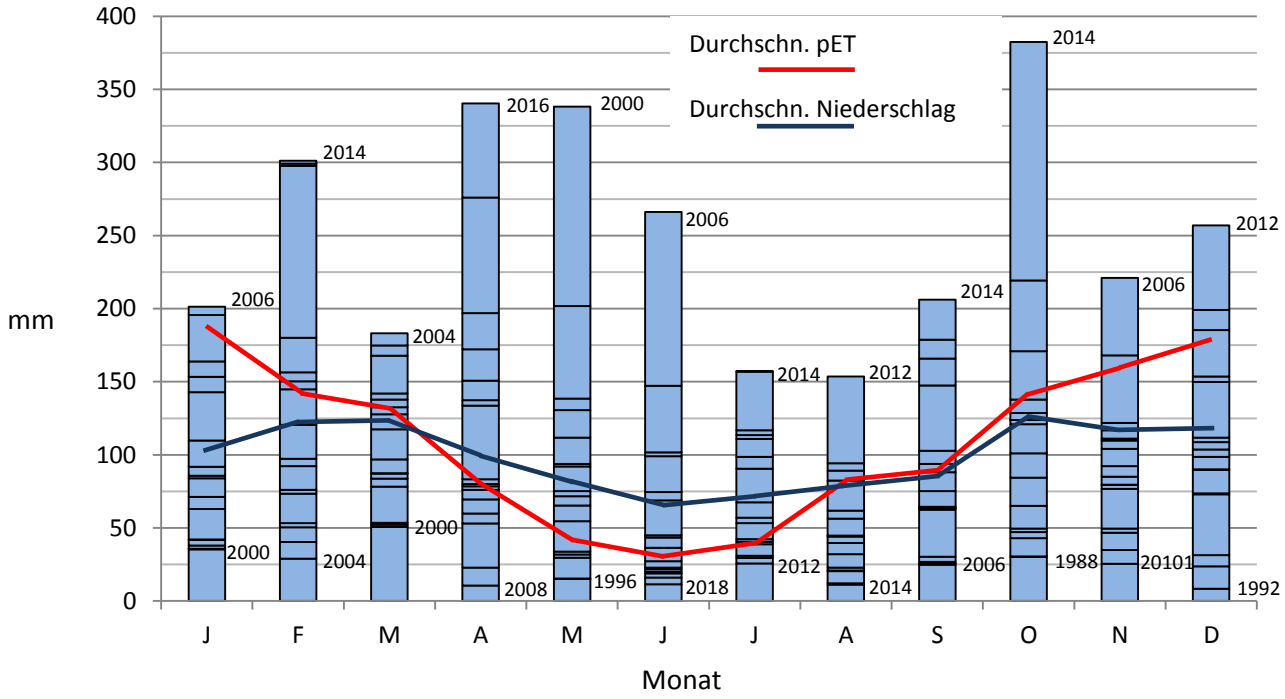


Abbildung 2. Durchschnittliche monatliche Niederschlags- und potentielle Evapotranspirationswerte der Wetterstation La Estanzuela (blaue bzw. rote Kurve) und Niederschlagswerte des Monats (Säulen) (basiert auf Registern von INIA, 2020, für die Zeitperiode 1988 -2018). *Im Zeitraum Oktober bis Februar kann ein Wasserdefizit erkannt werden. Auf jeder Säule sind die Niederschlagswerte des Monats für alle geradzähligen Jahre der Zeitperiode 1988 bis 2018 dargestellt. Die untersten und obersten Ziffern jeder Säule entsprechen dem Jahr des minimalen bzw. maximalen monatlichen Niederschlagswertes. Die Streuung der Werte innerhalb jeder Säule macht die hohe Variabilität der Niederschlagsereignisse offensichtlich.*

Die Wirkung dieser negativen Wasserbilanz auf die Vegetation wird dadurch verschärft, dass sich die Niederschläge auf wenige aber intensive Ereignisse konzentrieren. Somit verursachen regenlose Tagesreihen unterschiedlicher Dauer und Frequenz extreme Wassermangelsituationen (*Schroeder, 1998. S.248; Seibert, 1996. S.144; Walter, 1968. S.691; Weischet, 1996. S.341*). Die oben zitierten Autoren sind auch der Meinung, dass die Vegetation unter mehr Wasserstress leide als es in der Regel nach den Diagrammen angenommen werde. Die auf Mittelwerten beruhenden Analysen der Niederschlagereignisse, die auf eine relativ gleichmäßige Verteilung über das ganze Jahr hindeuten, verbergen die bedeutenden unregelmäßigen Schwankungen. Um diese Variabilität zu veranschaulichen, wurden in Abb.2 die maximalen monatlichen Niederschläge der Zeitperiode 1988 bis 2018 dargestellt (um eine bessere Überschaubarkeit bei der graphischen Darstellung zu erhalten, wurden ausschließlich die 14 geradzähligen Jahre berücksichtigt). Auf jeder Monat-Säule kann der relativ große Unterschied zwischen dem Jahr mit dem niedrigsten und dem mit dem höchsten Register gesehen werden. Bemerkenswert sind die extremen Werte von 8,4 mm in Dezember 1992 und 382,3 mm in Oktober 2014. Die starke Streuung aller Werte innerhalb jeder Säule signalisiert ebenfalls die schon erwähnte Variabilität der Niederschlagereignisse.

Die konkrete Wirkung dieses Phänomens kann durch eine Bodenwasserbilanz durchschaubarer gemacht werden. Ein Wassergehalt im Bodenprofil von 40 bis 60 % der nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums (nFKWe) gilt als allgemeiner Grenzwert, unter dem eine Anbau- bzw. Weidefläche sich unter Wasserstress befindet (Hargreaves und Merkley, 1998. S.88; Hanson, 2007. S.10). Für die Bewässerungssteuerung wird in der Regel ein Wassergehalt von 30- bis 40 % der nFKWe als Grenzwert angenommen, unter dem die Beregnung stattfinden sollte (Schachtschabel *et al.*, 1998. S.216). Die Wasserbilanz eines typischen 120 mm-Wasserspeicherkapazität-Bodens der Region La Estanzuela wurde nach den Niederschlags- und pET-Registern der Periode 1987 – 2007 dieser Klimastation (INIA, 2020) durchgeführt. Die Zeitspanne und Frequenz der Episoden, bei denen der Bodenwassergehalt sich unter der 40 %-Grenze befand, wurde festgestellt. Es wurde gefunden, dass, trotz der hohen Niederschlagswerte zwischen Oktober und März (Abb.2), fast 80 % der Wasserstresstage in dieses Jahressegment fallen.

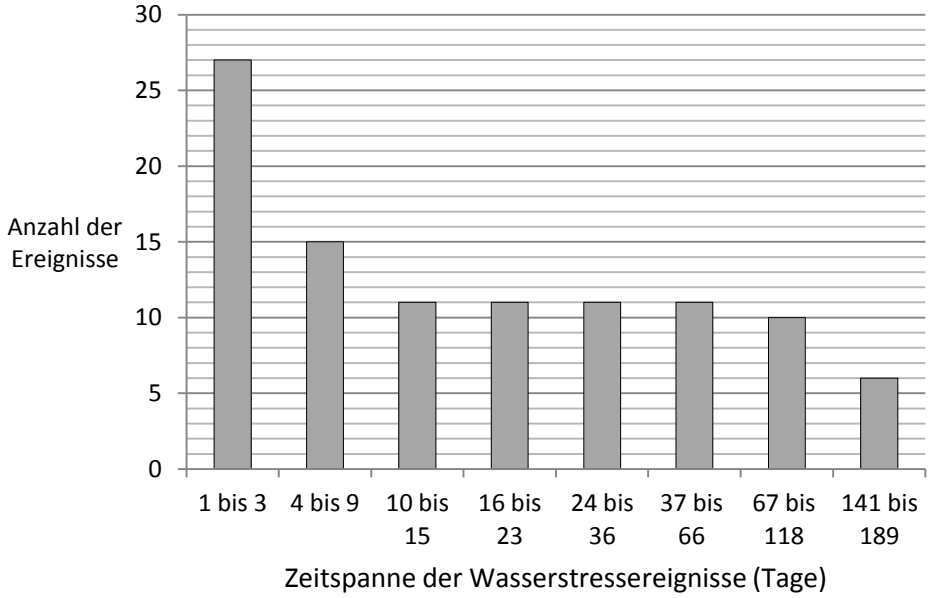


Abbildung 3. Anzahl und Zeitspanne der Ereignisse an der Wetterstation La Estanzuela für eine 20-Jahre Zeitperiode, wobei der Bodenwassergehalt sich unter 40 % der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums befand. *Wochen- bis monatelange Zeitabschnitte wo, trotz gelegentlicher Regenereignisse, die 40 %-Grenze des Bodenwassergehalts nicht überschritten wird, können grundsätzlich jedes Jahr erwartet werden. In jedem vierten Jahr ist sogar den gesamten Sommer über mit einem Bodenwassergehalt unter 40 % zu rechnen. (Berechnungen des Autors basierend auf Niederschlags- und pET-Register für die Zeitperiode 1987 -2007 an der Wetterstation La Estanzuela. INIA, 2020).*

Die Frequenz und Länge der Wasserstressereignisse in dieser 21-jährigen Periode (Abb.3) deuten darauf hin, dass in einem zufällig gewählten Jahr eine 1- bis 3-tägige Wasserstressepisode zu erwarten wäre, sowie drei Episoden einer der folgenden Dauer: 4 bis 9; 10 bis 15; 16 bis 23; 24 bis 36; 37 bis 66 oder 67 bis 118 Tage. In jedem dritten Jahr würde eine 141- bis 189-tägige Wasserstressepisode auftreten. Dies stimmt überein mit der Behauptung von Wilhelmy und Rohmeder (1964. S.34), dass „…milde und zyklonale Landregen, wie sie der europäischen Landwirtschaft so förderlich sind, (würden) in den La Plata-Ländern fehlen…“. Die lange sommerliche

Periode kann grundsätzlich als eine Wasserdefizitzeit betrachtet werden, die von erleichternden Feuchtephasen unregelmäßig unterbrochen wird.

1.2.1.2 Geomorphologie und Böden

Das Relief Uruguays ist sanftwellig hügel- und stufenartig mit einem exorheischen Gewässernetz mit relativ planierten Hügeln zwischen dem Flussnetz (Abb.4). Mehr als die Hälfte des Landes befindet sich unter der 100 m-, und 90 % unter der 200 m-Höhenlinie (*Wilhelmy und Rohmeder, 1968. S.18*). Der höchste Punkt liegt auf einem Granitsockel, 513 m über dem Meeresniveau.

Abbildung 4. Repräsentative Szene (Bezirk Algorta, Departamento Paysandú) für den Großteil der Fläche Uruguays*. Das sanftwellige Relief -in diesem Fall auf Kreide-Sedimenten- ist charakteristisch für den größten Teil des Landes. Aufnahme des Autors, Dez.*2006*.*

Das Land zeigt eine relativ große geologische Vielfalt, die eine entsprechend große Bodenvariabilität erzeugt (*Bossi und Navarro, 1988*) (Geologische Karte im Anhang A). Die Bodenkartierung Uruguays basiert deswegen auf so genannten Bodeneinheiten, die durch die Kombination eines dominanten und eines oder mehreren assoziierten Bodentypen charakterisiert werden (*MAP, 1976. S.10*). Die Erosionsvorgänge die in verschiedenen Teilen der Landschaft mit unterschiedlicher Intensität wirkten, verschärften die Unterschiede zwischen den Bodeneigenschaften auf den verschiedenen topographischen Positionen. Wasserspeicherkapazität, Nährstoffverfügbarkeit, Textur und andere Bodeneigenschaften variieren auf kürzestem Raum. Aufgrund dieser vielfältigen Variationen ist die Fläche einer Feldfrucht bzw. einer Weide oder Wiese in der Regel ein kleinräumiges Mosaik aus Bereichen unterschiedlicher Wachstumsbedingungen für die Pflanzen.
Die Böden Uruguays zeigen in der Regel eine relativ geringe Mächtigkeit von unter 0,5 m, die das Wurzelraumvolumen und die Wasserspeicherkapazität begrenzt. Dies verschärft den Effekt der schon erwähnten sommerlichen Dürreperioden auf die schlechte Wasserversorgung der Pflanzen. Sie sind

aber auch intensiven Tonverlagerungsprozessen unterzogen, die illuviale Bt-Horizonte und damit Lessivés erzeugten. Diese verdichteten Tonverlagerungen im Bodenprofil verhindern die Wasserversickerung und verursachen andauernde winterliche Staunässebildungen. Aufgrund dieser Faktoren findet im Winter ein Wasseranreicherungsprozess im Bodenprofil statt, der von häufigen und intensiven Wasserübersättigungsperioden begleitet wird. Im Sommer löst die Zunahme der pET eine Wasserverlustperiode in den Böden aus, die zudem von häufigen und intensiven Wasserdefizitperioden begleitet wird (*Durán, 1984. S.67*).

1.2.1.3 Vegetation

Uruguay gehört in der Klassifikation nach Cabrera und Willink (1973) zum Uruguayense-Revier der Pampeana-Provinz. Etwa 2500 Pflanzenarten, darunter 400 Grasarten, sind in den unten beschriebenen vier natürlichen Ökosystemen zu finden (*Oficina de planeamiento, 1992*):

a. *Weide* (*pradera*). Es handelt sich um eine baumlose mesophytische Vegetation, die 90 % der Landesfläche einnimmt (Abb.4). Auf der Basis der Beiträge von *Rosengurtt (1983, 1984a, 1984b), Millot et al. (1988), Panario (1994a, 1994b), Panario und May (1994)* und *Millot (1994)* lassen sich die *praderas* Uruguays als eine Landschaft aus überwiegend wasserstresstoleranten C_4- Gräsern der Gattung *Panicea* und in zweiter Reihe der Gattungen *Stipea, Festucea* und *Agrostidea* beschreiben, wo Zwergkräuter und mittelgroße bis strauchartige Arten der Gattungen *Eupatoriuum* und *Baccharis* die zweikeimblättrigen Populationen vertreten.
b. *Natürlicher Wald* (*monte indígena* oder *bosque nativo*). Die *montes indígenas* bedecken 850.000 ha (*MGAP, 2018a*), was 5,2 % der Landesfläche entspricht. Es handelt sich um Galerie-, Park- und Hügelwälder (*bosques de galería, bosques de parque* und *bosques serranos*). Sie bestehen in der Regel aus einer Mischung von xerophytischen Sippen, bei denen *Prosopis*- und *Acacia*-Arten dominant sind, und subxerophytischen Sippen. In Ufernähe sind in den Galeriewäldern auch helophytische Arten zu finden. Ein kleiner Teil der *montes indígenas* wird von Palmenwäldern (*palmares*) geprägt (MGAP, 2018a). 100 % des *monte indígena* ist vor der Abholzung gesetzlich geschützt.
c. *Sümpfe* (*bañados*). Die *bañados* nehmen 2,5 % der Landesfläche ein und befindet sich in den Tiefländern Osturuguays. Sie sind Überschwemmungsgebiete die permanent oder periodisch unter Wasser stehen. Die Vegetation dieser Gebiete besteht fast ausschließlich aus sommerlichen C_4-Gräsern.
d. *Küsten (costas*). Die *costas*-Vegetation zeigt wenig Vielfalt. Spärliche Gräser, Sträucher und Bäume wachsen auf Granit- oder Sandbereichen, die sich in Form von 100 bis 300 m breiten Korridoren am Wasserufer entlang der atlantischen und der La Plata-Küste verbreiten.

Ob die oben beschriebene baumlose Landschaft der ursprünglichen Klimaxvegetation des La Plata-Gebiets entspricht, ist immer noch ein interessantes und umstrittenes Thema (*Richter, 2001. S.146; Schultz, 2002. S.207-208*). Nach den Temperatur- und Niederschlagswerten wäre in dieser Region eine immergrüne Laubholzvegetation zu erwarten (*Schroeder, 1998. S.249*). Die baumlose Landschaft die heute zu sehen ist, ist im Prinzip ähnlich dem, was die europäischen Eroberer bei ihrer Ankunft fanden (*Hueck, 1996. S.394; Frey und Lösch, 1998. S.329; Ramsperger, 1999. S.32*). Der Grund dieser Baumlosigkeit liegt für manche Autoren an der Empfindlichkeit des Baumwuchses gegenüber Bränden, die die Ureinwohner als Jagdinstrument nutzten (*Troll, 1978. S.165; Seibert, 1996. S.144*). Andere Autoren sehen die Ursache im Klima: Intensive und sehr warme sommerliche Dürrezeiten die

auf den üblichen Klimadiagrammen nicht auffallen, würden das Überleben der jungen Bäume verhindern (*Hueck, 1996. S.158; Ramsperger, 1999. S.33; Walter und Breckle, 1999. S.406*). Es ist höchst unwahrscheinlich, dass die Ureinwohner die Brandrodung als Jagdmittel nicht benutzten und, dass diese keine Wirkung auf die Vegetation hatten. Allerdings, in vielen Regionen in denen seit der Eroberung kein Brand eingesetzt wurde, dringt auch kein Wald auf die Weide, was für die Theorie der Verantwortung des Klimas spricht. Noch ein Argument das auf einen menschenbezogenen Ursprung der Baumlosigkeit hindeuten könnte, ist die gute Anpassung, die Wälder nicht einheimischer Arten wie z.B. *Eucalyptus* an die Bedingungen der La Plata-Region zeigen (*Wilhelmy und Rohmeder, 1963; Walter und Breckle, 1999. S.406*). Die Tatsache aber, dass die Etablierung dieser Wälder ohne menschliche Betreuung in ihren ersten Phasen nicht möglich ist, deutet an, dass das Überleben der jungen Bäume auch von anderen Faktoren außer Feuer verhindert werden kann. Es ist denkbar, dass beide Faktoren eine Rolle spielten, und, dass der Grad des Einflusses jedes Faktors je nach Ort, Klima und anderen Umständen variierte.

1.2.2 Bewirtschaftung des ländlichen Raums

82 % der Oberfläche des Landes bzw. 13,4 Mio. ha Naturweide werden für die extensive Viehzucht genutzt. Der Anbau von Pflanzen nimmt etwa 8 % der Landesfläche bzw. etwa 1,6 Mio. ha ein. Das Klima erlaubt den Anbau von Nutzpflanzen über das ganze Jahr: Weizen, Raps und Gerste im Winter und in der sommerlichen Periode Soja, Sonnenblumen und Mais. Die Forstwirtschaft nimmt 1,0 Mio. ha ein (*MGAP, 2018b, 2019*).

Die Effizienz und Stabilität der landwirtschaftlichen Produktion wird von der im Kapitel 1.2.1 beschriebenen Variabilität des Klimas, der geringen Wasserspeicherkapazität und gleichzeitig begrenzten Wasserdurchlässigkeit der Böden stark beeinflusst. Wasserüberschüsse im Winter sind für verspätete oder nicht gelungene Feldbestellungen, sowie für Pflanzenkrankheiten und Sauerstoffmangel im Bodenprofil verantwortlich. Wassermangel im Sommer verursacht niedrige oder oft verlorene Ernten. Schon nach den Ausführungen von *Wilhelmy und Rohmeder (1964. S.34)* ist: „…das Risiko für den Landwirt (in den La Plata-Ländern) größer als in wesentlich regenärmeren Ländern der alten Welt, die aber den Vorzug einer gleichmäßigeren Verteilung haben“.

Hierbei zeigt die Forstwirtschaft einen wichtigen Vorteil gegenüber dem Anbau und der Viehzucht: Die Baumbestände reduzieren während der Dürreperioden ihr Wachstum und nehmen es wieder auf sobald im Bodenprofil wieder Wasser zur Verfügung steht. Diese Produktionsschwankungen werden im Laufe der Jahre kompensiert. Dasselbe gilt für die winterlichen Staunässebildungen. Bei Anbau- oder Beweidungsflächen verursachen die Wasserdefizit- und übersättigungsperioden verhältnismäßig stärkere (und im Falle der Anbauflächen oft permanente) Produktionseinbußen.

1.2.3 Forstwirtschaft

1.2.3.1 Entwicklung der Forstwirtschaft in Uruguay

Die ersten bedeutenden Aufforstungsunternehmungen in Uruguay fanden Ende des neunzehnten Jahrhunderts statt (*Polla, 1998*). Es ging um individuelle Aktionen mehrerer Viehzuchtbetriebe. Ziel

war es Schutz und Schatten für das Vieh zu schaffen und die Holzversorgung für Heizung und Kochen im Betriebshaus sowie für Zäune und andere viehbezogene Installationen zu sichern. Ein Standard Aufforstungsmuster wurde befolgt: Ein halber bis zwei Hektar großer Eucalyptus-Baumbestand (*quintas*) auf fast jeder Koppel innerhalb des Betriebs. Die *quintas* sind heute ein charakteristisches Merkmal der uruguayischen Landschaft und dienen in vielen Regionen immer noch demselben Zweck.

1968 wurde ein erstes forstförderndes Gesetz verabschiedet, das der Forstwirtschaft und der Holzindustrie einen Aufschwung geben sollte (*Polla, 1998*). Als Ergebnis dieser Förderungskampagne wurden insgesamt nur 31.383 ha aufgeforstet (*Dirección de Estadísticas Agropecuarias, 2003*). Gründe dafür waren vor allem die Bedingungen beim internationalen Holz- und Agrarproduktmarkt, unzureichende finanzielle Förderung und Mangel an Erfahrung und Infrastruktur im Forstbereich.

Ein zweites, und bis heute letztes, Förderungsgesetz für die Forstwirtschaft ist 1987 in Kraft getreten. Ziele der neuen Gesetzgebung waren eine nachhaltige Expansion und Konsolidierung der Forstwirtschaft und der darauf bezogenen Industrie. Die Arten die im Rahmen dieses Gesetzes gepflanzt werden können sind *Eucalyptus grandis, Eucalyptus saligna, Eucalyptus globulus, Pinus taeda, Pinus elliottii, Pinus pinaster, Populus deltoides, Populus*-Hybride, *Salix alba* und *Salix*-Hybride. Die Planung von Forstprojekten muss vom Landwirtschaftsministerium genehmigt werden und ihre Ausführung wird ebenfalls von diesem Ministerium kontrolliert. Neben den gerade erwähnten Regelungen wurde ebenfalls festgelegt, welche Areale im Rahmen dieses Gesetzes aufgeforstet werden dürfen. Das Leitkriterium für die Vergabe des Aufforstungsprioritätsstatus basiert auf Tauglichkeit für die Aufforstung und, wegen niedriger Ertragsfähigkeit oder hohem Erosionsrisiko, Untauglichkeit für den Ackerbau. 4.097.477 ha, etwa 20 % der gesamten Landfläche sind heutzutage als Aufforstungsprioritätsböden klassifiziert.

Die Steigerung der Holzproduktion seit der Verabschiedung des Förderungsgesetzes verminderte die Nutzung von Heizungsholz aus den *montes indígenas*. Diese Entlastung resultierte in einer Zunahme ihrer Fläche von 670.000 ha in 1987 auf 850.000 ha in 2018 (*MGAP, 2018a*).

Mit der Ausnahme von *montes indígenas*-Gebieten verbietet das heutzutage geltende Gesetz die Aufforstung auf Böden ohne Aufforstungsprioritätsstatus *nicht*. Aufforstungsprojekte ab 100 ha müssen allerdings vom Agrarministerium genehmigt werden, wodurch u.a. eventuell unangemessene Landnutzungen vermieden werden. Ein Gesetzentwurf, der die Anpflanzung ausschließlich auf Aufforstungsprioritätsgebiete beschränkt, befindet sich seit Anfang 2021 zur Debatte im Parlament.

Der Staat besitzt keine bedeutende Waldfläche. Die Mehrheit der Forstbewirtschaftung wird von vier Firmen durchgeführt, die auch die industriellen Anlagen besitzen. Diese Unternehmen schließen ebenfalls Produktionsverträge mit kleineren privaten Holzproduzenten ab.

Heutzutage sind etwa 1.100.000 ha aufgeforstet. Von dieser Fläche entfallen 70 % auf *Eucalyptus*-, 30 % auf *Pinus*- und weniger als 1 % auf *Salix*- und *Populus*wälder. Für die Zelluloseindustrie und die Erzeugung von Energie wird ausschließlich *Eucalyptus* angepflanzt. Diese Branchen nehmen jeweils 68 % und 20 % der geernteten Bestände ab. Die restlichen 12 % werden von den Sägewerken verarbeitet, die sowohl *Eucalyptus* als auch *Pinus* verwenden (*MGAP, 2018a*). Die Zellulose und die Produkte aus den Sägewerken werden exportiert. Die Forstwirtschaft und die darauf bezogenen Branchen erzeugten 2020 7,4 % des Bruttoinlandsprodukts (*IEA, 2020*).

Mehr als 80 % der aufgeforsteten Fläche ist FSC- und/oder PEFC-zertifiziert. Die Forstwirtschaft erzeugte 2020 3,6 % des Bruttoinlandprodukts Uruguays (*SPF, 2021*) und schaffte 1,5 % der Arbeitsplätze im Land.

1.2.3.2 Verwendete Arten

Eucalyptus gehört dem Australis-Florenreich an und wird von etwa 500 Arten vertreten (*Lösch, 1998. S.29*). Die hohe Produktivität die diese Gattung in Uruguay seit den ersten Aufforstungsphasen gezeigt hat, deutet auf eine sehr gute Anpassung an die Wachstumsbedingungen vor Ort hin. *Kallarakcal und Somen (1996), Keith (1997. S.197-226), Bell und Williams (1997. S.116-117 u. 168-197) Whitehead und Beadle (2004. S.116-129) und Florence (2007. S.78-106)* beschäftigten sich mit der Physiologie dieser Bäume und ihrem Wachstum unter verschiedenen Bedingungen. Aus diesen Arbeiten und denen von *Lösch (2001, S.197-199, 400 u. 434-437*) sind die Merkmale des *Eucalyptus* zu erkennen, die dieses Phänomen erklären: Diese Arten stammen von der subtropischen Südost- und Ostküste Australiens, was einer der Gründe für ihre gute Anpassung an die anderen vier subtropischen Ostküstenbereiche der Welt ist. Die Arten die in Uruguay angepflanzt wurden, stammen aus Regionen mit trockenen Perioden und niedriger Stickstoff- und Phosphorverfügbarkeit im Boden, wie es in Uruguay auch der Fall ist. Sie sind wasserstresstolerante Bäume. Ihre Toleranz basiert auf besonders elastischen Blattzellen, die eine bessere Haltung des osmotischen Drucks erlauben, Stomata die bei relativ hohen Wassersättigungsdefiziten offen bleiben können, Blättern die senkrecht hängen und dadurch eine Mittagserhitzung vermeiden und auf einer besonders guten Durchwurzelung, die die Absorption von Wasser aus schwer zugänglichen Bereichen des Bodenprofils notfalls ermöglicht. Außerdem besitzen sie die Fähigkeit Blätter schnell zu verlieren oder nachwachsen zu lassen wenn die Wasserversorgung schlecht bzw. gut ist. Die Toleranz gegen niedrige Nährstoffverfügbarkeit stammt nach den erwähnten Autoren aus einer hoch effizienten Ausnutzung der spärlichen Elemente, die auch durch einen effizienten Transport der Nährstoffe zwischen wachsenden und nicht mehr wachsenden Geweben möglich ist.

Parallel zu der Nährstoff- und Wassermangeltoleranz zeigt eine geeignete Wasser- und Nährstoffversorgung eine sehr hohe Wirkung bei diesen Arten (*Schönau, 1984; Honeysett et al., 1992; Florence, 1996. S.113-118; Kallarakcal und Somen, 1997; Keith, 1997., S.211; Almeida et al., 2007; Ryan et al., 2008*). Nach Whitehead und Beadle (*2004. S.127*) erreichen manche *Eucalyptus*-Arten unter günstigen Bedingungen eine der höchsten Photosyntheseraten pro Blattfläche und Biomasseproduktionsrate im Vergleich zu anderen Baumarten. An einem hohen Verhältnis zwischen produzierter Biomasse und transpiriertem Wasser lässt sich auch eine hohe Effizienz in der Wassernutzung bei dieser Art erkennen. Sein hoher Wasserkonsum im Vergleich zu anderen Bäumen ist dann zum Teil durch seine hohe Wachstumsrate zu erklären (*Florence, 1996. S.125*).

1.2.3.3 Waldbewirtschaftung

Die Wirtschaftswälder Uruguays werden nach dem von Burschell und *Huss (1997. S.22-23)* definierten typischen Plantage-Schema bewirtschaftet: Reinbestandswirtschaft, Verwendung von nicht heimischen Arten, intensive Bodenbearbeitung, Düngung und kürzere Umtriebszeiten als normalerweise im Wirtschaftswald (Abb.5).

Abbildung 5. *Eucalyptus*-Bestand mit etwa 200 Bäumen pro Hektar im Bezirk Algorta (Untersuchungsgelände).*Das Kronendach erzeugt relativ wenig Schatten. Unter ihm befindet sich ein Mosaik mit Unterwuchs aus Stumpfschösslingen und Boden, der mit Laub-, Rinde- und Astresten bedeckt ist.* Aufnahme des Autors, Dez. 2006.

Die Monokultur zeigt etliche praktische Vorteile gegenüber den Mischwäldern. Man pflanzt die Art an, die am schnellsten wächst und ein homogenes Produkt erzeugt. Düngung, Schutzmaßnahmen und Ernteoperationen erfolgen gleichmäßig. Zuchtkosten sind niedriger. Auf der anderen Seite steigt das Risiko von Verlusten aufgrund von Marktpreisschwankungen des Produkts, Krankheiten und Feuer, wenn man nur eine einzige Art bewirtschaftet. Mischwälder sind ökologisch und wirtschaftlich stabiler, da sie eine größere Vielfältigkeit an Arten und Endprodukten haben und eine bessere Verteilung des biotischen oder abiotischen Katastrophenrisikos zeigen (*Kelly, 2006*). Korrekt behandelte Mischwälder zeigen auch eine effizientere Ausnutzung der Ressourcen aufgrund vor allem einer besseren Durchwurzelung und geringerer Entkoppelung der Nährstoffkreisläufe (*Burschell und Huss, 1997. S.93*). In der Geschichte der uruguayischen Forstwirtschaft haben bis heute weder wichtige Marktschwankungen noch bedeutende biotische oder abiotische Katastrophen stattgefunden. Das Risiko aber, dass einer der erwähnten Faktoren große ökologische oder wirtschaftliche Schäden anrichtet, ist aufgrund der Artenhomogenität sehr hoch.

Innerhalb einer Waldfläche sind in der Regel Standorte zu finden, die unterschiedliche Leistungskraft bzw. Baumzuwachs zeigen. Diese Unterschiede sind vor allem auf die Wasserversorgung und chemische und physische Bodeneigenschaften zurückzuführen (*Burschell und Huss, 1997. S.67*) und können so groß sein, dass eine gemeinsame Betriebsstrategie für den ganzen Wald kontraproduktiv werden könnte. Es ist daher in diesen Situationen sinnvoll, das Waldareal in Standorte ähnlicher Leistungskraft zu unterteilen. Der Bestand jedes Standortes wird zu einer Betriebseinheit, die unter einer eigenen waldbaulichen Behandlung bleibt. In vielen Fällen gilt diese Differenzierung weiter bei der Anfertigung eines Standortindexsystems, was eine weitere Optimierung der waldbaulichen

Behandlung erlaubt (*Avery und Burkhart, 2002. S.116; West, 2004. S.123*). Obwohl die in Kapitel 1.2.1.2 beschriebene geologische bzw. edaphische Variabilität Uruguays darauf hindeutet, dass eine Unterteilung des Waldbereiches in verschiedene Standorte eine sinnvolle Behandlungsmaßnahme wäre, werden in Uruguay solche Differenzierungen in der Regel nicht gemacht. Die zuvor erwähnte große Wirkung die Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit auf der Biomasseproduktion des *Eucalyptus* haben, spricht außerdem für eine wichtige potentielle Wirkung einer Standortdifferenzierung.

Einer der wichtigsten Faktoren die die Bewirtschaftungsart des Forsts bestimmen, ist die Endnutzung des produzierten Holzes (Tab. 2). In Uruguay werden zwei unterschiedliche Bewirtschaftungssysteme für *Eucalyptus* angewendet, eines für die Zellulosegewinnung und das andere für Sägewerke. Pinus wird ausschließlich für die Sägewerke produziert.

Im Falle der Wälder für die **Zellulosegewinnung**	Geschlagene Bäume/ha	Verwendung	Astreinigung	Verbleibende Bäume/ha
0	-	-	-	1.200
2	100	Brennholz	Ja	1.100
4	-	-	Ja	-
6	500	Zell. /	Ja	600
10	300	Sägewerke	-	300
15	150	Sägewerke	-	150
20	150	Sägewerke	-	0

Tabelle 2. Typisches Bewirtschaftungsschema der Holzproduktion für Sägewerke in Uruguay (nach *Van Hoff, 2001*).

1.2.3.4 Ökologische Auswirkungen des Aufforstungsprozesses

Als Konsequenz der Entwicklung der Forstwirtschaft sind erhebliche Auswirkungen auf verschiedene Elemente der Landschaft zu erwarten, vor allem auf die Bodeneigenschaften, die Wasserbilanzen der Einzugsgebiete und die biologische Vielfalt. Die sukzessiven Entscheidungen im Rahmen der zwei letzten Forstförderungsphasen Uruguays sind auf der Basis relativ guter und vollständiger wissenschaftlicher Kenntnisse über die landschaftsökologischen Bedingungen des Landes getroffen worden. Allerdings, trotz des qualitativen (Weide zu Forst) und quantitativen (potenzielles 20 % der Landfläche) Ausmaßes der Veränderung, gab es von Anfang an keinen systematischen und ausreichend umfassenden Forschungs- und Überwachungsplan, der dem Prozess eine solide und eindeutige wissenschaftliche Orientierung verleihen konnte. Eine der Konsequenzen davon war der Mangel an einem präzisen Überblick der möglichen ökologischen Folgen der Aufforstung.

1.2.3.4.1 Wichtigste Eigenschaften der Aufforstungsprioritätsböden

Die überwiegende Mehrheit der aufgeforsteten Böden Uruguays kann vier Typen zugeordnet werden, die zu den Kategorien Argisol, Luvisol, Acrisol und Litosol des Bodenklassifikationssystems des Landwirtschaftsministeriums Uruguays zählen (*Durán, 1984. S.187-190*). Die ersten drei Bodentypen sind lessivierte Böden, mit Ton verarmten A-Horizonten mit geringem Gehalt an organischer Substanz und niedriger Kationenaustauschkapazität, die bis zu 0,5 m Mächtigkeit zeigen.

Die Verlagerung des Tons erzeugt einen 30 bis 50 cm mächtigen und in der Regel sehr kompakten Bt-Horizont, der die Wasserversickerung und oft auch das Durchdringen von Wurzeln verhindert. Im deutschen Klassifikationssystem entsprechen sie den Parabraunerden. Trotz der hohen Lessivierungsrate ist die Basensättigung dieser Böden nicht so gering wie es erwartet werden könnte. Das lässt sich durch eine relativ gute Nachlieferung von Alkali- und Erdalkali-Ionen erklären, die auf die Verwitterung primärer Mineralien des Gesteinsmaterials zurückzuführen ist. Im Falle des Litosols sind die A-Horizonte in der Regel nur 0,3 m mächtig und entwickeln sich direkt auf dem Gestein. Sie entsprechen den Ranker- und Pararendzinaböden des deutschen Klassifikationssystems.

Die schon beschriebenen verbreiteten Probleme der beschränkten Wasserspeicherkapazität durch den extrem kleinen Durchwurzelungsraum und die begrenzte Wasserversickerung der Böden Uruguays verschärfen sich im Falle dieser vier Bodentypen. Dazu mangelt es bei diesen Böden an Nährstoffen und organischer Substanz und sie zeigen eine arme Struktur, was eine niedrige Ertragsfähigkeit verursacht. Der Getreideanbau ist auf diesen vier Bodentypen unter normalen Bedingungen nicht rentabel und aus diesem Grund wurden sie traditionell der extensiven Viehzucht zugewiesen (*Durán, 1984. S.203-206; S.245-255*). In den 50er bis 60er Jahren, wo besonders hohe internationale Preise für Getreide auf dem Markt herrschten, wurde auf einem Teil dieser Gebiete geackert, was zu einer wichtigen und unumkehrbaren Degradierung durch Bodenerosion dieser Böden geführt hat.

1.2.3.4.2 Auswirkung auf die chemischen Bodeneigenschaften

Bei der Aufforstung mit Eucalyptus auf Weiden werden in der Regel zwei Effekte beobachtet (*Florence, 1996. S.116; Binkley und Resh, 1999; Jobbágy et al., 2006. S.116-117*): Eine Senkung des im Wasser gemessenen pH-Wertes (pH) und eine Abnahme der Basensättigung, hauptsächlich Mg, Ca und K. Ähnliche Effekte wurden in Uruguay von *Carrasco-Letelier et al. (2004. S.51), Delgado et al. (2006. S.97), Cabrera und Cal (2007)* und *Hernández (2015)* festgestellt, wo Verminderungen der Basensättigung zwischen 26 und 31 % beobachtet wurden. Die letzten zwei Autoren beobachteten außerdem eine leichte Zunahme des austauschbaren Al^{3+} in Böden mit *Eucalyptus* Wäldern.

Gefallene Äste, Blätter und Rinde sind besonders reich an N, P, K^{+}, Ca^{++}und Mg^{++}. Sie spielen eine wichtige Rolle bei der Rückkehr der Nährstoffe in den Boden und sollen nicht verbrannt oder dem Wald entnommen werden (*Florence, 1996. S.351-352; Keith, 1997. S.215-216; Geary. 2001. S.38; Hernández et al., 2009*). Die potentiellen Verluste von Nahrungselementen im Boden durch die Holzernte sind hoch. Die Behandlung des Bestands spielt eine wichtige Rolle bei der Nährstoffbilanz des Systems. Ein richtiger Umgang mit einigen der Faktoren die diese Bilanz bestimmen, kann die Verluste deutlich vermindern. Ca^{++} und Mg^{++} werden im Splintholz abgelagert und im Laufe des weiteren Wachstums genutzt. Das Verhältnis Splintholz zu Kernholz ist in den ersten sieben bis zehn Lebensjahren des Waldes hoch. Die Abholzung in dieser Phase würde dem System erhebliche Mengen der erwähnten Kationen entziehen. Aus diesem Grund sind kurze Umtriebszeiten bei *Eucalyptus*-Forsten die Ursache schneller Kationenverluste im System (*Florence, 1996. S.117 u. 351-352; Keith 1997. S.215-216*). Im Falle der *Eucalyptus*-Wälder Uruguays, die für die Energieversorgung abgeholzt werden, werden noch junge Bestände kahlgeschlagen und ihre gesamte Biomasse entnommen, wodurch ein großer Verlust an Mg, Ca, K und P aus dem System zu erwarten ist (*Merino et al, 2005; Resquin et al., 2020*). *Hernández et al. (2009)* und *Hernández (2015)* betonen, dass für

diese Bedingungen, neben dem korrekten Umgang mit Ästen, Blättern und Rinde, die Ausbringung von K^{+}, Ca^{++}und Mg^{++} im System nicht ausgeschlossen werden sollte.

Die Behandlungsmaßnahmen können eine Verminderung dieses Problems ermöglichen, es aber nicht komplett lösen. Die durchgeführte Forschung in diesem Bereich in Uruguay ist unzureichend. Die weitere Erforschung der Wirkung der Aufforstung auf die chemischen Bodeneigenschaften und der Behandlungsmaßnahmen ist nötig. Aufgrund der Boden- und Bewirtschaftungsvielfalt sollte die Forschung so systematisch durchgeführt werden, dass die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf ähnliche Böden anderer Regionen möglich ist.

1.2.3.4.3 Auswirkung auf die Kohlenstoffdynamik im Boden

Die Dynamik des organischen Kohlenstoffs (C) im Boden wird auch durch die Aufforstung beeinflusst. Ein Muster wiederholt sich dabei in unterschiedlichen Regionen der Welt, trotz der Unterschiede in Bezug auf Klima, Böden und Waldtypen (*Paul et al., 2002*): Eine erste C-Abnahmephase nach der Anpflanzung, die von einer C-Wiedergewinnungsphase gefolgt wird. Die Verlustphase lässt sich dadurch erklären, dass in den ersten Jahren das organische C mineralisiert wird. Die Länge der Erholungsphase bis ein neues Gleichgewicht erreicht wird und ihr endgültiger C-Gehalt ist bei jeder Situation unterschiedlich und hängt nach diesen Autoren von der Landnutzung vor der Aufforstung, dem Klima, der Baumart, der Forstbewirtschaftung und dem Bodentyp ab.

Im Falle der Aufforstung auf Weiden, ist der endgültige C-Gehalt im Boden nach langjähriger Waldnutzung in der Regel geringer oder gleich wie vor der Pflanzung. Bei Aufforstung auf ehemaligen Ackerflächen oder degradierten Weiden nimmt der C-Gehalt im Boden in der Regel zu (*Paul et al., 2002. S.247; Lima et al., 2006. S.235; Murray et al., 2007; Kirschbaum et al., 2008; Laganière et al., 2010*).
Ergebnisse von Untersuchungen in Uruguay stimmen mit den gerade erwähnten Effekten überein (*García-Préchac et al., 2001; Carrasco-Letelier et al., 2004. S.52; Delgado et al. 2006. S.100-101; Céspedes-Payret, 2007; Hernández, 2015*).

1.2.3.4.4 Auswirkung auf die Wasserdynamik der Wassereinzugsgebiete

Bei der Aufforstung auf Weiden oder Ackerflächen in Zonen hoher Wasserdampfsättigungsdefizite steigt in der Regel der Wasserkonsum der Vegetationsdecke (*Cannel, 1999; van Dijk und Keenan, 2007*). Das liegt vor allem an einer umfangreicheren Wurzelentwicklung (*Sharma, 1984; Cannel, 1999; Jobbágy et al., 2006. S.115; Mitchell et al., 2008*), einer größeren Verdunstung durch Niederschlagsinterzeption vom Laub (*Cannel, 1999, S.244; Withehead und Beadle, 2004. S.120; Jobbágy et al., 2006. S.112*) und einer größeren Gaswechselfläche mit größeren Luftturbulenzen im Kronenraum (*Geary, 2001. S.37; Withehead und Beadle, 2004. S.120*).
Aus diesem Grund vermindert in der Regel die Aufforstung auf Weide oder Ackerland den Wasserabfluss des Einzugsgebiets (*Jobbágy et al. 2006. S.112; van Dijk und Keenan, 2007*). Untersuchungen über dieses Phänomen bei *Eucalyptus*-Wäldern in verschiedenen Regionen der Welt und unter verschiedenen Bedingungen, stimmen in ihrer Einschätzung über eine Abnahme der Abflussbeiwerte als Konsequenz der Aufforstung mit dieser Art überein (*Pereira und Riekerk, 1990; Sahin und Hall, 1995; Cornish und Verrtessy, 2000; Florence, 2001. S.120; von Stackelberg, 2005;*

Fernández et al., 2006; Dye und Versfeld, 2007; Mitchell et al., 2008; Trabucco et al., 2008). Untersuchungen in Uruguay, die den jährlichen Wasserabfluss auf aufgeforsteten Einzugsgebieten und auf nahliegenden (ursprünglichen) Weiden verglichen, fanden ebenfalls eine Abnahme der Abflussbeiwerte: 50 % (*Salvo et al., 2003. S.65*), 68 % (*Silveira et al., 2006*), 33 bis 43 % (*Silveira und Alonso, 2009*), 17 bis 20 % (*Silveira 2011*).

Ein zusätzlicher Effekt des Waldes auf die Wasserdynamik des Geländes ist die Minderung der erosiven Effekte der Niederschläge. Das Niederschlagswasser wird durch Laub und Holz bzw. auf dem Boden liegendes totes Holz und Streu abgefangen. Dadurch wird ein Teil der kinetischen Energie der einfallenden Tropfen absorbiert, wodurch die Wasserretention verbessert und der Wasserabfluss verzögert wird (*Martino et al., 1997*). Dies verursacht auch eine höhere Wasserversickerung im Bodenprofil. Aus diesem Grund, obwohl die reale Evapotranspiration in der Regel bei Forsten höher ist als auf den ursprünglichen *Weiden (Heuperman, 1999; Zahng et al., 2001; Jobbágy and Jackson, 2004)*, kann sich der Grundwasserspiegel im aufgeforsteten Gebiet eventuell schneller erholen als bei Weiden, was von *Silveira et al.(2010)* und *Silveira (2011)* in Uruguay in einigen Fällen festgestellt wurde. Der Autor erklärt allerdings, dass der Effekt dieses Faktors stark mit der Art von Niederschlag, den Böden und der Geologie der Region variieren soll.

Senkungen von Grundwasserspiegeln als Konsequenz der Aufforstung wurden bisher in Uruguay nicht festgestellt. Allerdings, auch wenn der Wasserabfluss abnimmt und die Wasserversickerung im Bodenprofil zunimmt, spielt die höhere Evapotranspiration der *Eucalyptus*-Forsten im Vergleich zu den Weiden immer noch die entscheidende Rolle. Dass die Aufforstung keinen langfristigen Effekt auf den Grundwasserspiegel haben wird ist höchst fraglich. Weitere Forschung in diese Richtung ist daher nötig.

1.2.3.4.5 Auswirkung auf die Artenvielfalt

Möglichen Auswirkungen der Aufforstung auf die Artenvielfalt der *montes indígenas* wären im Prinzip nicht zu erwarten, da die gesamte Fläche der einheimischen Wälder gesetzlich geschützt ist. Das Gesetzt wurde konsequent respektiert und weder Forst- noch anderen Agraraktivitäten haben diese Wälder auf irgendeine Weise bedroht. Die Forstproduktion in Uruguay wirkte auf jeden Fall als eine Entlastung des *monte indígena* als Holzquelle (*Echeverría, 2001. S.40*), wodurch ihre Ausdehnung in den letzten 30 Jahren um etwa 19 % gestiegen ist (*MGAP, 2018a, 2018b*).

Die Landschaft Uruguays ist relativ homogen und obwohl auf bestimmten Arealen manche Pflanzensippen dominant sind, erscheint die Existenz von Arten, die durch ihr auf ein einziges Gebiet beschränktes Wachstum bedroht wären, eher unwahrscheinlich.
Nichtsdestotrotz zeigt jede der zuvor erwähnten Aufforstungsprioritätsbodenkategorien eine einzigartige Kombination gewisser Eigenschaften und bietet somit auf ihrem Verbreitungsgebiet gewisse Wachstumsbedingungen an, die sie von anderen Gebieten unterscheidet. Aus diesem Grund ist es auch denkbar, dass die verschiedenen Aufforstungsprioritätsgebiete auch der Hauptverbreitungsraum etlicher Taxa sind.

Aufgrund der oben erwähnten geologischen und edaphischen Variabilität gestalten die Bereiche mit Aufforstungsprioritätsböden keine homogenen Landschaften, sondern Mosaike aus Weide-, Acker-

und Waldflächen, wie es in Abb.6 zu sehen ist. Auf einer regionalen Ebene ist die Gefahr des Vielfaltverlustes daher gering.

Abbildung 6. 70 x 50 km Teilfläche der Region Algorta, Paysandú, mit der typischen mosaikartigen Struktur aus Acker und Weide sowie *Eucalyptus*-Forsten. *Innerhalb der Forstflächen (dunkel grün) sind interne Wege und nicht aufforstungswürdige Grasland zu sehen (hell grün).* (Google Maps, 26.06.2021).

Die Fläche die eine Aufforstungsprioritätsbodenkategorie einnimmt, ist nicht komplett aufgeforstet. Während der frostigen Nächte akkumuliert sich auf den tieferen Ebenen zwischen den Hügeln die kältere Luft. Die Gefahr von Frostschäden an *Eucalyptus* ist dort deutlich höher als auf den mittleren und höheren Lagen. Aus diesem Grund werden diese Bereiche normalerweise nicht aufgeforstet. Zusammen mit Feuerschutzkorridoren, internen Wegen und anderen nicht aufforstungswürdigen Bereichen, nehmen diese nicht aufgeforsteten Gebiete in der Regel etwa 25 % der Fläche jedes Waldes ein und bieten somit Platz für die Gebietsflora und -fauna (Abb.6). Diese Tatsachen erklären die Beobachtungen von *Brazeiro et al., (2018*) in *Eucalyptus*-Aufforstungsgebieten in Uruguay, wo innerhalb des Bestands deutlich weniger Vögel und Säugetiere zu finden sind als auf den benachbarten (ursprünglichen) Weiden, aber in dem Raum zwischen den Beständen und insgesamt in der Region kein Unterschied zu den Weiden gefunden wurde.

1.2.3.5 Aktueller Zustand und Perspektiven der Forstwirtschaft

Auf einem bedeutenden Anteil der Fläche Uruguays sind Böden schlechter Qualität zu finden, wo der Ackerbau nicht nachhaltig, unmöglich oder langfristig unrentabel ist. *Eucalyptus* ist an solche

Gegenden gut angepasst und bildet, bei richtiger Behandlung, eine gute Bewirtschaftungsalternative. Die Produktivität der Wälder hat sich als hoch und stabil erwiesen. Die Wassersdefizit- und -übersättigungsperioden, die beim Ackerbau und bei der Viehzucht große Probleme auslösen, verursachen bei diesen Wäldern lediglich eine vorübergehende Beeinträchtigung des Zuwachses.

Die industrielle Infrastruktur die die Waldproduktion aufnehmen kann, ist schon vorhanden und in der Lage, auf eine mögliche Erweiterung der Aufforstungsfläche entsprechend zu reagieren. Die Nutzung von Wald als Quelle erneuerbarer Energie und die Möglichkeit C-Speicherzertifikate zu erzeugen, bilden zwei wichtige Wirtschaftsalternativen für den Sektor.
Der Ersatz extensiver Viehzucht durch Wald verhindert außerdem den Ausstoß bedeutsamer Mengen am Treibhausgas Methan durch das Wiederkäuen.

Die Veränderungen, die die Etablierung der Forstwirtschaft verursachte, sind sowohl qualitativ (Weide zu Wald) als auch quantitativ (etwa eine Million ha) relevant. Es ist ein Nachteil, dass nur wenige darauf bezogene wissenschaftliche Untersuchungen dem Aufforstungsprozess vorangingen und ihn auch nur wenige Untersuchungen begleiteten. Die Behandlung der schon existierenden Wälder und die Planung zukünftiger Aufforstung sollten auf soliden und systematischen wissenschaftlichen Kenntnissen beruhen. Daher ist Forschung nötig, die im Prinzip besonders auf die Veränderungen der Bodeneigenschaften, die Wasserzyklen der Einzugsgebiete und die Artenvielfalt fokussiert werden sollte.

Fernerkundungsbasierte Ansätze, die die betroffenen Gebiete modellieren und auf einer individuellen Erfassung jedes Baums im Bestand basieren, bieten wertvolle Werkzeuge für die kommerzielle Waldbewirtschaftung, die in Uruguay zurzeit nicht ausgenutzt werden. Sie würden ebenfalls eine wertvolle Basis für eine systematische Charakterisierung des Waldsystems und seine langfristige Dynamik aufbauen, was ein tieferes und umfangreiches Verständnis der landschaftsökologischen Wirkung der Aufforstung auf die Region ermöglichen würde. Dies würde auch eine vertrauenswürdige Informationsbasis für die Entscheidungsfindung auf politischer Ebene generieren. Daher soll im Folgenden der Schwerpunkt auf diese Arbeitsweisen gelegt werden.

1.3 Photogrammetrie und 3D-Modellierung in der Forstwirtschaft

1.3.1 Waldmesskundliche Grundlagen

Die rationelle Bewirtschaftung eines Waldes erfordert regelmäßige Quantifizierungen bestimmter Eigenschaften der Baumpopulation, wozu Vermessungen an individuellen oder Gruppen von Bäumen erforderlich sind. Je nach Baumart, Bewirtschaftungszweck und Verfügbarkeit sowie Kosten der Messtechniken dienen diese Vermessungen in der Regel einer oder mehreren der folgenden messkundlichen Maßnahmen: Durchführung von Waldinventuren, Standortdifferenzierung, Biomasse- bzw. Kohlenstoffspeicherungsabschätzung, Gestaltung von Ertragstafeln und Wachstumsmodellen oder Auswahl von Individuen für die selektive Durchforstung bzw. die Züchtung.

1.3.1.1 Durchführung von Waldinventuren

Bei Waldinventuren handelt es sich in der Forstwirtschaft um Abschätzungen des Holzvorrates eines Waldbestands zu einem bestimmten Zeitpunkt. Er wird in der Regel durch das *Holzvolumen pro Flächeneinheit* ($m^3.ha^{-1}$) bzw. die *Basalfläche*, die der Summe der Stammquerschnittflächen in 1,3 m Höhe (genannt *Brusthöhendurchmesser* oder BHD) pro Flächeneinheit ($m^2.ha^{-1}$) entspricht bestimmt. Die Komplexität der Vorratsinventuren variiert u.a. mit dem Produktionszweck des Waldes. So ist z.B. bei der Biomasseproduktion ausschließlich das Holzgewicht von Bedeutung, während im Falle der Sägeholzproduktion die potentielle Endnutzung bzw. der Wert eines Baums nicht nur von seinem absoluten Gewicht oder Volumen, sondern auch von seiner Form abhängt. Inventuren in den zuletzt erwähnten Fällen sind daher in der Regel falls möglich nach größe- oder formbezogenen Kategorien strukturiert, die den unterschiedlichen Nutzungsmöglichkeiten entsprechen (West, 2009. S.23-25).

Unabhängig von seiner Komplexität, bleiben das *Stammvolumen* und die *Bestockungsdichte* die Grundbestandteile jeder Baumbestandsaufnahme. Je nach Art der Walderfassung die verfolgt wird, wird diese Information durch weitere Messdaten oder Abschätzungen eventuell ergänzt. Während die Schätzung der Bestockungsdichte und BHD relativ unkompliziert erfolgt, bleibt die Feststellung des individuellen Baumvolumens komplexer.

Die *präziseste* Berechnung des Volumens eines Baums erfolgt auf der Basis der folgenden drei Faktoren: Höhe (H), BHD und einer Formfunktion, der die Änderungen des Durchmessers entlang des Stammes berücksichtigt (*Burschel und Huss, 1997. S.70; Avery und Burkhart, 2002. S.170-182; Köhl et al., 2006. S.26; Van Laar und Akça, 2007. S.75; Kramer und Akça, 2008*. *S.46*). Das Verhältnis zwischen Baumvolumen, BHD und H für eine Baumart variiert nach Standort, Klima und Behandlung des Bestands. Volumen-Regressionsmodelle, die lediglich auf BHD beruhen, werden von diesen Faktoren stärker beeinflusst als Modelle, die auf BHD und H beruhen. Modelle, die BHD, H und eine zusätzliche Formfunktion betrachten, sind die genauesten, aber werden seltener generiert (*Burschel und Huss, 1997. S.70; Avery und Burkhart, 2002. S.170-182; Köhl et al. 2006. S.26; Van Laar und Akça, 2008. S.160-164*). Diese Regressionsmodelle werden im Prinzip für eine bestimmte Baumart auf einem bestimmten Standort unter einer bestimmten Behandlung generiert. In bestimmten Regionen rechnet man mit schon etablierten Gleichungen, die vor Ort direkt angewendet werden. In einer neuen Region oder Situation werden in der Regel Regressionsmodelle durch Geländemessungen empirisch optimiert, ihre Modellierungsvermögen verglichen und das Beste ausgewählt.

Die Messung vom BHD und H im Gelände sind unterschiedlich schwierig zu bewältigen. BHD kann im Prinzip problemlos gemessen werden. Die Höhenermittlungen mit traditionellen oder digitalen Geräten zeigen dagegen das Problem, dass sie voraussetzen, dass die Baumspitze dem auf dem Boden stehenden Beobachter sichtbar bleibt. Mit Ausnahme von Bäumen, die der Saumgesellschaft angehören, bleibt die Spitze des zu messenden Baums in der Praxis von den Kronen den nahliegender Bäumen oder dem Laub der eigenen Krone verdeckt, was die Aufgabe erschwert oder unmöglich machen. Die Ermittlung von H im Gelände ist somit in der Regel zeit- und kostenaufwendig und führt meist zu relativ ungenauen Ergebnissen (*Nuske und Nieschulze, 2004; Köhl et al. 2006. S.41-42; Kramer und Akça, 2008; West, 2009. S.17; Windisch et al., 2014; Jurjevic et al., 2020*). Die gleiche Schwierigkeit tritt bei der für die Berechnung des Formfaktors nötigen Messung des Stammdurchmessers an den oberen Teilen stehender Bäume auf (*Kramer und Akça, 2008. S.16-21*). Diese Schwierigkeiten führen dazu, dass viele Volumenmodelle lediglich auf BHD basieren.

BHD und H sind allerdings in der Regel korreliert. Diese Korrelation wird daher oft ausgenutzt, um H aus den einfacheren und vertrauenswürdigeren BDH-Messungen durch Regressionsmodelle abzuleiten und dadurch die Berechnung des Baumvolumens zu ermöglichen (*Curtis, 1967; Alder, 1980; Lynch und Murphy, 1995; Zang, 1997; Van Laar und Akça, 2007. S.68-70; Paulo et al., 2011*; *Weiskittel et al., 2011. S.116-118*). Das Verhältnis zwischen BHD und H variiert mit dem Standort, der Behandlung (vor allem der Dichte) und dem Alter des Bestands (*Curtis, 1967; Huang und Titus, 1992; Soares und Tomé, 2001; Van Laar und Akça, 2007. S.117-125; Crecente-Campo et al., 2010; Weiskittel et al., 2011. S.116-118; Hjelm et al., 2015; Ferraz-Filho et al., 2018*), was die direkte Anwendung der in der Literatur vorhandenen BHD-H-Regressionsgleichungen (z.B. in *Van Laar und Akça, 2007. S.120-123; Weiskittel et al., 2011. S.115-119; Soares de Souza et al., 2017*) begrenzt. Unterschiedliche allgemeine BHD-H-Gleichungen sollten daher durch BHD-Messungen getestet und angepasst werden.

1.3.1.2 Standortdifferenzierung

Eine Pflanze oder Pflanzengesellschaft wächst unter dem Einfluss des Klimas, des edaphischen Milieus und seiner belebten Umwelt. Auf der Basis dieser Elemente, können Areale differenziert bzw. gruppiert werden, die den dort wachsenden Pflanzen ähnliche bzw. unterschiedliche Wachstumsbedingungen anbieten. Diese Areale werden als Standort bezeichnet (*Frey und Lösch, 2010. S.9 und 171*). In der Forstbaupraxis wird das Standortskonzept angewendet, um Bereiche zu differenzieren, auf denen ein Forstbestand oder ein Teil eines Forstbestands unter gleicher Behandlung eine ähnliche Produktionsleistung zeigt (*Barnes et al., 1998. S.298-300*).

Die Höhe der Bäume eines Bestands innerhalb der gleichen Klimeregion ist Ausdruck des Alters und der Leistungskraft des Standortes worauf sie wachsen. Zwei Bestände gleicher Art und gleichen Alters auf einem Standort homogener Leistungskraft zeigen Bäume gleicher Höhe. Diese Situation ist von der Bestockungsdichte, in einem ziemlich weiten Rahmen, relativ unabhängig. Variiert allerdings die Leistungskraft des Standortes, sind dann entsprechende Höheuterschiede zwischen Bäumen zu finden (*Burschell und Huss, 1997. S.72; Barnes et al., 1998. S.300-301; Avery und Burhart, 2002. S.313; West, 2009. S.76 u. 88*). Aus diesem Grund ist die Baumhöhe das meist angewandte Kriterium zur Differenzierung der Produktivität eines Standortes. Die Bäume innerhalb eines Standortes konkurrieren allerdings miteinander. Ab einem bestimmten Zeitpunkt begrenzen eine größere und höher stehende Krone sowie ein besser entwickeltes Wurzelsystem bei den erfolgsreichsten Individuen die Ressourcenausnutzung der wenig erfolgreichen Bäume. Das Zuwachspotential eines Standortes drückt sich dann durch die Produktion der Bäume aus, die sich aufgrund ihrer Dominanz beim Zugang zu Wasser, Licht und Nährstoffen auszeichnen (*Skovsgaard und Vanclay, 2008; West, 2014. S.48*). Die Produktivität eines Standortes wird aus diesem Grund nicht durch die mittlere Baumhöhe, sondern durch die Höhe der stärkeren bzw. der dominanten Bäume des Bestands charakterisiert (*Burschel und Huss, 1997. S.72; Van Laar und Akça, 2007. S.70; Burkhart & Tomé. 2012. S.131; Packalen et al., 2011*).

Die Leistungskraft unterschiedlicher Standorte wird daher durch die mittlere Baumhöhe der dominanten Individuen nach einer bestimmten Zeitperiode miteinander verglichen, was als Standortbonität bezeichnet wird. Unterschiedliche Ertragsklassen werden auf diese Weise generiert, in denen ein Standort eingestuft werden kann (*Burschel und Huss, 1997. S.67 u. 72*). Während die

nötige Zeitperiode für Laubwälder in Europa mindestens 50 Jahre beträgt, können für schnell wachsende Eucalypten bereits 8 Jahre ausreichend sein (*Van Laar und Akça, 2007. S.214-215*).

Auf dieser Basis beruht das Konzept des sogenannten Standortindexes, der in der forstbaulichen Praxis als Maß der Produktionskapazität eines Standortes genutzt wird. Der erwähnte Index ist eine dem Standort zugewiesene Zahl, die der zu erwartenden durchschnittlichen Höhe der höheren Individuen des Standes in einem bestimmten Alter entspricht (*Burschel und Huss, 1997. S.72; Avery und Burkhart, 2002. S.313; Van Laar und Akça, 2007. S.214-215; Burkhart & Tomé, 2012. S.131*).

1.3.1.3 Gestaltung von Ertragstafeln und Wachstumsmodellen

Ertragstafeln oder -modelle dienen der Wachstums- bzw. Zuwachsprognose eines Bestands innerhalb einer bestimmten Zeitperiode und ergeben so die sogenannte Bestandsbonitierung (*Burschel und Huss, 1997. S.67; Van Laar und Akça, 2007. S.222-223; Kramer und Akça, 2008. S.127-155*). Sie ergeben die zu erwartende Bestandshöhe für ein gegebenes Alter. Das Verhältnis zwischen Baumhöhe und Holzertrag bzw. Biomasse wird danach für jeden Bestand festgestellt und dadurch Wachstum oder Zuwachs abgeleitet (*Van Laar und Akça, 2007. S.225*).
Diese Modellierungen basieren auf empirischen Messungen bei ähnlichen Bestandsaufnahmen wie in dem Fall der Inventuren (*Burschel und Huss, 1997. S.67*). Die Leistungskraft des Standortes und die waldbauliche Behandlung beeinflussen das Wachstum der Bäume so, dass Bestände gleichen Alters unterschiedliche Höhe zeigen können. Aus diesem Grund repräsentieren die erzeugten Wachstumskurven Ertragsklassen nur für einen bestimmten Standort und unter einer bestimmten waldbaulichen Behandlung (*Burschel und Huss, 1997. S.67-69; Burkhart und Tome, 2012. S.4*).

1.3.1.4 Abschätzung der Biomasse

Im Falle des Waldbaus für Zellulosegewinnung ist die Menge der Biomasse der Stämme von Bedeutung. Wird der ganze oberirdische Teil der Bäume für die Energiegewinnung auch genutzt oder soll die biologische Produktivität eines Standortes und ihre Dynamik charakterisiert werden, dann ist die Biomasseproduktion von Stämmen, Ästen und, im Falle der Waldproduktivität, auch die der Blätter und Wurzeln von Interesse (*Kramer und Akça, 2008. S.136-137*).

Die Biomasse von Stamm, Ästen und Blättern eines Baums wird in der Regel mittels allometrischen Gleichungen (*allometric equations*) oder Biomasse-Expansionsfaktoren (*expansion factors*) abgeschätzt. **Allometrische Gleichungen** sind Regressionsmodelle, die auf empirisch festgestellten Verhältnissen zwischen Baumbiomasse und unterschiedlichen Baummerkmalen basieren; in der Regel BHD oder BHD und H (*Avery und Burkhart, 2002. S.192; Brown et al., 2002; Brown, 2002a, 2002b; Van Laar und Akça, 2007. S.183 u. 188-192; Kramer und Akça, 2008. S.136; West, 2009. S.54-60; Weiskittel et al., 2011. S.131 u. 259-263; Burkhart und Tomé, 2012. S.71-79; Popescu und Hauglin, 2014. S.161; West, 2014. S.59; Cao et al., 2016a*). Da sie auf demselben Prinzip wie die Volumenfunktionsmodelle beruhen, gelten bei ihrer Anwendung ebenfalls die Beschränkungen bezüglich Art, Baumgrößenintervall, Bestockungsdichte, Standort und Waldbehandlung, die schon erwähnt wurden. Bei den **Biomasse-Expansionsfaktoren** wird das Verhältnis zwischen der Biomasse des ganzen Baums und seinem Stammvolumen modelliert (*Brown et al., 2002; Brown, 2002a, 2002b; Popescu und Hauglin, 2014. S.162; West, 2014. S.59 u. 82*).

Die Bestimmung der Wurzelbiomasse ist aufgrund der Unzugänglichkeit, Verluste beim Ausgraben und eventuellen Mischung mit Wurzeln anderer Bäumen extrem mühsam und inexakt (*Van Laar und Akça, 2007. S.184-186; Weiskittel et al., 2011. S.131*). Für die Abschätzung werden deshalb in der Regel grobe standarisierte Werte genutzt.

1.3.1.5 Abschätzung gespeicherten Kohlenstoffs

Die Kenntnis des C-Umsatzes eines Waldes erlaubt eine Charakterisierung seiner biologischen Produktivität und stellt für ein besseres Verständnis des C-Zyklus auf unterschiedlichen Ebenen wertvolle Information dar (*Barnes et al., 1998. S.503-526; Schultze et al, 2005. S.347-369*). Der C-Gehalt eines Baums wird aus der Abschätzung seiner Biomasse abgeleitet. Das C/Biomasse-Verhältnis bei Bäumen ist relativ konstant und schwankt in der Regel zwischen 0,49 und 0,51, wobei 0,5 der allgemein angewandte Faktor ist (*Brown, 2002b. S.1672; Schulze, 2005. S.427; Köhl et al., 2006. S.54; West, 2014. S.62*). Für die Ermittlung des C-Gehalts eines Waldes ist eine zusätzlichen Abschätzung des im Boden bzw. in toten Ästen und Laub gespeicherten C nötig.
Die Feststellung des C-Umsatzes eines Waldes ist auch für eine eventuelle Generierung von Emissionsrechten bzw. CO_2-Zertifikaten im Rahmen des aktuellen Emissionshandlungssystems erforderlich. Nachdem die entsprechenden Voraussetzungen für die Anerkennung des Bestands als CO_2- Zertifikaterzeuger erfüllt worden sind, muss die Menge an gespeichertem Kohlenstoff mit 95 % - Sicherheit geschätzt werden (*UNFCCC, 2021; siehe auch Anhang C*).

1.3.1.6 Auswahl von Individuen für die selektive Durchforstung oder die Züchtung

Bei der selektiven Durchforstung werden Individuen für den Einschlag ausgewählt, die bestimmte Voraussetzungen erfüllen. In der Regel werden bei den sukzessiven Durchforstungseingriffen die kleineren Bäume beseitigt um die stärkeren Bäume zu fördern, die aufgrund ihres größeren Stammvolumens wertvolleres Holz produzieren. Bei anderen Bewirtschaftungskonzepten werden dagegen für die zyklischen Einschläge die Bäume ausgewählt, die eine gewisse Größe bzw. einen gewissen kommerziellen Wert erreicht haben. Die stärksten Bäume werden in der Regel nach ihrem BHD ausgewählt (*Burschel und Huss, 1997. S.78-81*).

Bei der Züchtung werden gezielt ausgewählte Individuen für die Kreuzung bzw. das Klonen genutzt. Die Merkmale des Baums, die dabei eine Rolle spielen, hängen vom Ziel des Züchtungsprogramms ab. Häufig vorkommende Zuchtziele sind auf Wachstumsrate bzw. Baumgröße bezogen, wobei BHD und Höhe des Baums wieder die wichtige Rolle als Auswahlkriterien spielen (*West, 2014. S.181-193*).

1.3.2 Digitale Photogrammetrie in der Forstwirtschaft

Zusammen mit dem ALS (*Airborne Laser Scanning*) gehört die digitale Photogrammetrie aus Luft- bzw. Satellitenbildern zu den aktuellen hoch präzisen fernerkundungsbasierten Erfassungsmethoden in der Forstwirtschaft (*White et al., 2016*). Die systematische Nutzung der Luftbilder in der Forstwirtschaft fing in den 20er Jahren des 20en Jahrhunderts an, als sie als Hilfsmittel für Kartierung, Bestandserhebungen und Betriebsplanungen verwendet wurden (*Albertz, 2013. S.192-196*). Nach den Entwicklungen bei den Interpretations- und Messungstechniken, die als Konsequenz des Zweiten

Weltkriegs stattfanden (*Van Laar und Akça, 2007. S.317; Wolf et al., 2014. S.2-5*), etablierten sich die Luftbilder als Mittel zur Erhebung von Bestandsdatenmerkmalen wie Baumanzahl und -arten, Kronengröße und -schlussgrad sowie Schäden (*Franklin, 2001. S.104-108*). Die Photogrammetrie diente dazu, die Höhe der Bäume zu bestimmen und zur Entzerrung der bildspezifischen Projektionen für die Durchführung von Kartierungen (*Huss, 1984. S.105-185; Sheng et al., 2001; Nuske und Nieschulze, 2004; White et al., 2016*). Die spätere Einführung der digitalen Bildaufnahmen bzw. der Digitalisierung analoger Bilder und die Fortschritte beim rechnerischen Verarbeitungsvermögen, erweiterten die Nutzungsmöglichkeiten der Luftbilder in der Waldmesskunde (*Franklin, 2001. S.121-171; Culvenor, 2002; Asner, 2003. S.209-246; Culvenor, 2003. S.256; Nuske und Nieschulze, 2004; Mäkkinen et al., 2006; White et al., 2013; Stunk et al., 2020*).
Parallel zu den gerade erwähnten Fortschritten, erweiterten die Entwicklungen im Bereich der geographischen Informationssysteme (GIS) die Auswerte- und Anwendungsmöglichkeiten der durch die Photogrammetrie generierten Information weiter (*Duvenhorst, 1995. S.337; Franklin, 2001. S.177-198; Hall, 2003. S.63-70; Toth und Józków, 2016*).

1.3.2.1 Luftbildphotogrammetrie und räumliche Modellierung

Die Grundlagen der digitalen Photogrammetrie und der darauf basierenden 3D-Modellierungsverfahren werden in Rahmen dieser Arbeit nicht angesprochen. Ausführliches darüber kann u.a. in *Schneider et al. (1974), Konecny und Lehmann (1984), Kasser und Egels (2002), Kruck (2006), Kraus (2007), Petrie und Walker (2007), Linder (2009), Albertz (2013), Jensen (2013), Wolf et al. (2014), Lillesand et al. (2015)* und *Förstner und Wrobel (2016)* gefunden werden.

1.3.2.1.1 Aufnahmetechnik

Für präzise photogrammetrische Messungen sind nur analoge oder digitale *Messkameras* geeignet. Etwa bis zum Jahr 2000 waren ausschließlich analoge Luftbildkameras im Einsatz. Die großformatigen Reihenmesskameras mit einem 23 x 23 cm Bildformat und 15 bzw. 30 cm Brennweite beherrschten damals den Markt (*Albertz, 2013*). Auch mittelformatige 6 x 6 cm Kameras, wie die von den Firmen Rollei und Hasselblad, standen zur Verfügung.

Anfang des 21. Jahrhunderts, dank der Entwicklung der digitalen Sensortechnik, konnten die zu dieser Zeit wichtigsten Luftbildkamerahersteller großformatige Digitalsysteme anbieten. Zwei Arten von Aufnahmesystemen wurden damals, und werden bis heute, hergestellt: **Zeilenkameras** haben zeilenweise angeordnete Bildsensorreihen, die quer zur Flugrichtung orientiert sind. Durch die Bewegung des Flugzeugs und eine bestimmte Aufnahmefrequenz wird der beflogene Geländestreifen zeilenweise aufgenommen. Die zurzeit hergestellten Zeilenkameras haben drei unterschiedlich orientierte Sensorzeilen. Eine ist schräg nach vorne eingerichtet, die andere nach unten und die dritte blickt nach hinten. Die so generierten Bilder können stereoskopisch ausgewertet werden. Die Schrägaufnahmen erlauben ebenfalls eventuell die Abbildung von Teilen steiler Oberflächen im Objektraum. Großformatige digitale **Flächenkameras** ähneln in ihren Aufbauprinzipien den analogen Geräten. Anstatt auf einen Film wird das Licht hierbei auf einen Flächensensor oder eine Matrix projiziert. Eine Kamera verfügt über eine oder mehrere Matrizen und Objektive. Im Falle mehrerer Sensoren im Kamerakörper werden die Teilaufnahmen zu einem einheitlichen, größeren Bild zusammengesetzt. Falls keine Bayer-Pattern Matrizen verwendet

werden, kommt die Farbinformation, in der Regel R-, G-, B- und NIR-Kanäle, von separaten Kameras im Kamerakörper, die mit den panchromatischen Bildern vereinigt werden. Ausführliche Informationen über Luftbildkameras können in *Sandau (2010)* und *Albertz (2013)* sowie aktualisiert auf den Webseiten der Hersteller gefunden werden.

Parallel zu der Entwicklung der großformatigen wurden mittelformatige Luftbildkameras hergestellt. Sie zeigen eine deutlich kleinere Geländeabdeckung. Diese Geräte sind allerdings leicht zu transportieren und können in praktisch jedem kleinen Flugzeug mit wenig Aufwand montiert werden, was ihnen eine besonders hohe Einsatzflexibilität gibt. Gleichzeitig sind sie deutlich preiswerter und haben niedrigere Wartungskosten. Sie sind somit für bestimmte Situationen geeigneter als großformatige Kameras. Die in Tab.3 aufgelisteten Luftbildkameras repräsentieren relativ gut die Leistungspalette der Geräte, die heutzutage im Einsatz sind.

Kamera	Jahr	Format	Sensor	Anzahl der Pixel	Farbzu-weisung	Pixelgr. (μm)	Kanäle
Leica ADS100	2016	groß	Zeilen	20.000 pro Zeile	Pansharp	5	R, G, B, NIR
Vexcel Ultracam Eagle Mark 3	2020	groß	Matrizen	26.460 x 17.004	Pan-sharp	4	R, G, B, NIR
Leica DMC III	2016	groß	Matrix	25728 x 14592	Pan-sharp	3.9	R, G, B, NIR
Phase One iXM-RS 280F	2020	groß	Matrix	20.150 x 14118	Bayer pattern	3,76	R, G, B, NIR
Phase One iXM-RS150F	2019	mittel	Matrix	14.205 x 10.652	Bayer pattern	3.76	R, G, B
Hasselblad A6D-100C	2018	mittel	Matrix	11600 x 8700	Bayer pattern	4.6	R,G,B
Rollei metric P 20	2005	mittel-klein	Matrix	4.080 x 4.080	Bayer pattern	9	R, G, B

Tabelle 3. Vergleichende Auswahl von Mittel- und Großformatkameras, die aktuell im Einsatz sind (Information aus den entsprechenden Webseiten der Hersteller).

Eine weitere Art digitaler Kameras sind die multi- und hyperspektralen Aufnahmegeräte. Sie unterscheiden sich von den oben beschriebenen Kameras dadurch, dass eine Geländefläche in vielen Spektralkanälen aufgenommen wird und somit für jedes Pixel viele Messwerte vorliegen. Sie zeigen in der Regel eine geringere geometrische Auflösung (*Albertz, 2013. S.52*).

Die Nutzung von unbemannten Flugzeugen (*Unmanned Air Vehicle* bzw. UAV) oder Drohnen bietet eine weitere Alternative für die Aufnahme von Luftbildern. In diesem Fall werden meist

kleinformatige Kameras verwendet und die Einsätze beschränken sich auf entsprechend kleinere Flächen (*Toth und Józków, 2016*). Mehr darüber in Kapitel 1.3.2.3.1 (Modellierung des Kronendachs).

Digital-Flächenkameras und Filmrahmenmesskameras folgen ähnlichen geometrischen Prinzipien bei der Bilddarstellung. Die geometrische Abbildung der Bilder in digitalen Zeilen-Kameras beruht allerdings auf anderen Prinzipien, die von *Kasser (2002b), Kraus (2007), Albertz (2013, S.46-50)* und *Förstner und Wrobel (2016)* ausführlich beschrieben worden sind. Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich ausschließlich mit Flächen- und Filmkameras und darauf beziehen sich alle zukünftigen Ausführungen.

1.3.2.1.2 Dreidimensionale Modellierung

Um die Raumlage eines Geländepunktes mittels eines Stereopaars zu bestimmen, müssen die genauen geometrischen Beziehungen zwischen dem Bild- und den Geländekoordinaten und die Orientierungen der Aufnahmen bekannt sein, so dass die gesamte Geometrie des Aufnahmevorgangs rekonstruiert werden kann. Dafür ist es erforderlich die sogenannte *innere* und *äußere Orientierung* der Kamera zu kennen. Die innere Orientierung bezieht sich auf die Beziehungen zwischen dem Projektionszentrum und dem Bildpunkt. Die äußere Orientierung beschreibt die Lage und Orientierung der Kamera im Raum zum Zeitpunkt der Aufnahme und wird durch ihre drei Lageparameter definiert (X0, Y0 und Z0) und die drei Winkel bezüglich der Flugrichtung: Gierwinkel (κ), Neigung quer zur Flugrichtung (ω) und die Neigung in Flugrichtung (ϕ).

Großformatige Kameras werden in kreiselstabilisierten Plattformen montiert, die lotrechte Lage des Aufnahmegeräts halten. Die Position wird mit einem kinematischen GNSS-System und die Winkellage durch ein Inertiales Navigationssystem (IMU) bestimmt. Beides kann zur Stützung der Aerotriangulation dienen. Wurden die IMU- und GNSS-Messungen, sowie die Geometrie des ganzen Aufnahmesystems mit genügend Genauigkeit festgestellt, kann diese Information bei nicht zu hoher Genauigkeitsanforderung direkt für die Orientierung der Bilder angewendet werden (*Jacobsen, 2000*). Besonders die Winkelinformation sollte aber durch eine kombinierte Blockausgleichung verbessert werden. Im Falle der Mittelformatkameras wird diese Art von Plattformen nicht immer benutzt.

Traditionell wurde das Verfahren des *räumlichen Rückwärtsschnitts* (*Resection in Space*) angewendet, das auf den so genannten *Kolinearitätsgleichungen* beruht. Diese Gleichungen beschreiben die Beziehung zwischen Bild-, Geländekoordinaten und Position der Kamera. Die Methode der Rückwärtsschnitts erfordert identifizierbare *Passpunkte* im Gelände, die als räumliche Referenzen für das System dienen. Durch die Lösung der Gleichungen werden die Parameter der äußeren Orientierung der Kamera bestimmt. Die Methode der *Bündelblockausgleichung* ist eine Erweiterung des Prinzips des zuvor erwähnten Rückwärtsschnittsverfahrens wodurch eine gleitzeitige Ermittlung der äußeren Orientierung aller Bilder eines Blocks erfolgt.

Die Orientierungsparameter erlauben die Rekonstruktion der ganzen Abbildungsgeometrie des Blocks. Damit kann durch automatische Bildzuordnung, für jedes Pixel eines Bildes das korrespondierende Pixel in einem anderen Bild gefunden werden, das einem gemeinsamen Punkt im Objektraum entspricht. Die automatische *Bildzuordnung* erfolgte traditionell durch *Stereokorrelation*, einer flächenbasierenden Bildzuordnung. Das Ergebnis des Bildzuordnungsverfahrens sind Haufen

georeferenzierter Objektpunkte, die die sichtbare Oberfläche beschreiben. Die so erzeugten Punktwolken werden meist zu einem Gitterraster interpoliert, was auch als digitales Oberflächenmodell (DOM; *Digital Elevation Model* (DEM) oder Digital Surface Model (DSM) in der englischsprachigen Literatur) bezeichnet wird. Entspricht das Modell der Bodenfläche, spricht man von digitalen Geländemodellen oder DGMs (*Digital Terrain Model* (DTM) in der englischsprachigen Literatur). Um Missverständnisse zu vermeiden, werden im Rahmen dieser Arbeit die schon etablierten Abkürzungen DGM und DSM benutzt.

Unterschiedliche Bildzuordnungsalgorithmen bzw. -verfahren wurden zu diesem Zweck entwickelt. Entsprechende Beschreibungen können bei den Arbeiten von *Grün (2012), Remondino et al. (2014), Stepper et al. (2015), Förstner und Wrobel (2016), Ressl et al. (2016), Yavari et al. (2016)* und *Hirschmüller (2017)* gefunden werden. Die Suche der homologen (korrespondierenden) Pixel wird in der Regel räumlich beschränkt durch Erstellung von Epipolarbilder, bei denen die homologen Punkte in beiden Bildern die gleiche y‘-Bildkoordinate haben.
Die Pixel werden durch ihre unterschiedlichen Grauwertmuster miteinander verglichen. Als Vergleichsmaße werden unterschiedliche Methoden angewendet, beispielsweise die Kreuzkorrelation oder die Summe ihrer absoluten oder quadratischen Intensitätsdifferenzen, sowie komplexere Verfahren wie Census oder Mutual Information. Je nach den abgebildeten Objekten, Aufnahmebedingungen und dem Modellierungszweck unterscheiden sie sich durch ihre Effizienz, Genauigkeit und Sicherheit, sowie durch ihren rechnerischen Aufwand.
Die Bildzuordnungsverfahren werden nach ihren Arbeitsprinzipien in flächenbasierte (*Area Based Matching,* ABM) und merkmalsbasierte Algorithmen (*Feature Based Matching,* FBM) unterteilt. ABMs suchen die beste Übereinstimmung der Grauwertmuster zwischen zwei Bereichen auf den jeweils zuordnenden Bildern. Dagegen erkennt bei FBMs das Programm zuerst Merkmale wie Ecken, Linien und andere Strukturen im Bild und versucht dann homologe Situationen auf den anderen Bildern zu finden.
ABM unterscheiden sich weiter in *lokale* und *globale* Algorithmen. Lokale Methoden führen fensterbasierten Vergleiche in einem begrenzten Raum entlang der epipolaren Linie aus und stellen die homologen Pixel bzw. den Disparitätswert dort fest, wo das angewandte Vergleichsmaß ein Minimum erreicht. Globale Methoden vergleichen dagegen die Intensität individueller Pixel miteinander. Hierbei werden die unterschiedlichen Disparitätsalternativen durch die Minimierung einer Energiefunktion über das ganze Bild verglichen und ausgewählt.
Eine weit verbreitete Variante des ABM, die auf Elementen der lokalen und der globalen Methoden beruht, stellen das *Semi Global Matching* (SGM) dar (*Hirschmüller, 2008, 2011*). Hierbei wird die globale Energiefunktion auf Basis von 16 eindimensionalen Pfaden, die in alle Richtungen durch das Bild laufen, minimiert. Aufgrund ihrer rechnerischen Effizienz und besseren Modellierungsvermögen bei unterschiedlichen Objekträumen, ist SGM zu einem in Städten meist angewandten Algorithmus geworden. *Hirschmüller und Bucher (2010), Gehrke et al. (2012), Nurminen et al. (2013), Stepper et al. (2014a, 2014b, 2015), White et al. (2015), Kukkonen et al. (2016, 2019), Ali-Sisto und Packalen (2017)* und *Ullah et al. (2018)* berichten von einer zufriedenstellenden Performance von SGM auch im Forstbereich. Dieser Algorithmus hat im Forstbereich und in Gebieten ohne klare Strukturen gewisse Probleme *(Jacobsen, K., 2021. Persönliche Mitteilung)*.

Die nachfolgende Erzeugung eines Punktrasters kann durch unterschiedliche Interpolationsverfahren erfolgen, die bei den verschiedenen Situationen unterschiedliche Vor- und Nachteile darstellen.

Aus der zentralprojektionsbezogenen Geometrie zweier überlappender Luftbilder kann so ein orthogonal projektiertes Bild, das der Geometrie einer Karte entspricht, abgeleitet werden (Orthophoto). Das Bild nimmt auf diese Weise die geometrischen Eigenschaften einer topographischen Karte an. Das Verfahren wird auch **Differenzialentzerrung** (*differential rectification*) genannt und das Produkt dieser Umbildung ist das so genannte Orthophoto.

1.3.2.2 Semiautomatische 2D-Auswertung

Am Anfang dieser neuen Phase wurden Prozesse entwickelt, die mit unterschiedlichem Eingriffsgrad eines Operateurs ermöglichen, Objekte im Bild als Bäume zu erkennen und eventuell zu begrenzen. *Park et al., (2014)* beschäftigten sich mit den Prinzipien auf denen diese Systeme basieren und differenzierten sie in baumermittelnde und baumabgrenzende Methoden.
Die wichtigsten Methoden zur **2D-Baumermittlung** beruhen auf einem der drei folgenden Verfahren oder auf einer Kombination von ihnen.
Lokal-Maxima (LM). Diese Methode basiert auf der Tatsache, dass die Pixel am Kronenrand die niedrigsten Grauwerte zeigen, während Richtung Kronenspitze diese Werte zunehmen (*Culvenor, 2002; Li und Strahler, 1992; Pitkänen, 2001; Wang und Diao, 2014*). Dem geometrischen Profil der Krone entspricht dann ein äquivalentes radiometrisches Profil, bei dessen Abbildung die Spitzen die hellsten und die Ränder die dunkelsten Stellen sind (*Culvenor, 2003. S.259*). Der LM-Algorithmus sucht nach dem höchsten Grauwert innerhalb jedes Bereiches, wo das typische Grauwertgradientsprofil einer Krone zu finden ist (*Ke und Quackenbush, 2011b; Leckie et al., 2003*). Nach diesem Prinzip wurden verschiedene Verfahren zu unterschiedlichen Zwecken bzw. Anwendungsbedingungen entwickelt. Die wichtigsten davon sind in den folgenden Veroffentlichungen beschrieben: *Gougeon (1995); Dralle und Rudemo (1997); Larsen und Rudemo (1997); St-Onge et al. (1997); Larsen (1998, 1999a; 1999b); Wulder et al. (2000, 2004); Culvenor (2002); Fuchs (2003. S.52); Leckie et al. (2003); Maltamo et al. (2003); Korpela (2004. S.13); Wang et al. (2004); Antilla et al. (2005. S.21); Hirschmugl und Schardt (2005); Korpela et al. (2006, 2007); Niccolai et al. (2010a); Larsen et al. (2011); Wang und Diao (2014); Paris und Bruzzone (2015)* und *Leckie et al. (2016a).*
Die **Schwellwertanwendung** (*level slicing*, *Lillesand, 2015. S.506*) beruht ebenfalls auf dem Grauwertgradient zwischen dem Kronenzentrum und den Rändern bzw. dem Boden oder Unterlaub (*Jones und Vaughan, 2010. S.142*). Unterhalb eines empirisch festgestellten Schwellwerts wird den Pixeln der Grauwert 0 zugewiesen, während der Rest den Wert 1 erhält (*Pitkänen, 2001; Leckie et al., 2016a*). Bei einer erfolgreichen Anwendung dieser Technik kann ein Binärbild erzeugt werden, das lediglich die Kronen bzw. die oberen Bereiche der Kronen nicht vom Datensatz eliminiert (*Gonzales und Woods, 2007. S.595-602*).
Bei **Baumgestaltmodellen** (*template matching*) werden künstliche Musterfiguren generiert, die das zweidimensionale Aussehen eines repräsentativen Baums nach seiner Position im Bild (spricht Verzerrungssituation) und Sonneneinstrahlungswinkel nachbildet (*Pollock, 1996. S.22-26; Larsen und Rudemo, 1998; Culvenor, 2003. S.260; Straub 2003a; Olofsson und Hagner, 2006*). Die angewandten Muster können auf einer mathematischen Erfassung der Baumdimensionen oder den optischen Eigenschaften repräsentativer Exemplare basieren (*Pollock, 1996. S.22; Larsen und Rudemo, 1997 und 1998; Straub 2003a; Ericson und Olofsson, 2005; Leckie et al., 2016a*). Alternativ können sie auch Figuren sein, die direkt aus Abbildungen aus verschiedenen Perspektivsituationen bezüglich der Bildgeometrie genommen werden (*Korpela et al., 2007*). Die Ermittlung der Bäume gelingt durch die

spätere Übereinstimmung der verschiedenen Muster mit den realen Baumabbildungen im Bild. Grundkonzepte bzw. Beispiele der Anwendung dieser Methode sind bei den Arbeiten von *Pollock (1996), Larsen (1997; 1998; 1999a; 1999b), Larsen und Rudemo (1997, 1998), Quackenbush et al. (2000), Culvenor (2003. S.268), Leckie et al. (2003), Straub (2003a); Korpela (2004), Ericson und Olofsson (2005), Fuchs (2005, S.78-79), Hagner und Olofsson (2005), Korpela et al. (2007), Batsavias et al. (2008), Niccolai et al., 2010a; Niccolai et al., 2010b; Paris und Bruzzone (2015)* und *Ferreira Gomes et al. (2018)* zu finden.

Die Methoden zur **2D-Baumabgrenzung** erfolgen durch eines der folgenden Verfahren oder durch Varianten oder Kombinationen von denen.
Tal-folgend (*valley following*). Hierbei werden die Kronen als Hügel und den Raum zwischen ihnen als Täler betrachtet. Der Algorithmus sucht Minima-Werte, die als Talgrund Interpretiert werden und folgt den Talweg aufwärts indem er nach benachbarten Pixeln sucht, die höhere Grauwerte zeigen (*Gougeon, 1995; Culvenor, 2002; Leckie et al., 2003; Leckie et al., 2016a*). Unterschiedliche algorithmische Einschränkungen begrenzen die Ausdehnung des Tals über die Krone und verhindern u.U., dass Grauwertvariationen innerhalb eines Tales als ein zusätzliches Tal interpretiert werden (*Leckie et al., 2003; Gougeon und Leckie, 2006; Ke und Quackenbush, 2011a, 2011b*).
Durch die **Segmentierung nach Wasserscheide** (*watershed segmentation*) werden die Grauwerte im Bild invertiert, so dass Maxima-Werte zu Minima-Werten werden. Aus den Minima-Werten startet eine „Wasserflut", die „Becken" (Kronen) definiert. Um zu verhindern, dass Wasser zwischen benachbarten Becken einfließt, wurden Algorithmen entwickelt, die an den Beckenrändern „Dämme" generieren. Die so gestalten Grenzen entsprechen den Grenzen der Kronen (*Straub, 2003a. S.18-22; Wang et al., 2004; Gonzales und Woods, 2007. S.617-624; Niccolai et al., 2010a; Wang und Diao, 2014*).
Bei der **Region Ausbreitung** (*region growing*)-Methode werden Ausgangspixel ausgewählt (in der Regel Lokal Maxima) und die benachbarten Pixel nach schon festgestellten Ähnlichkeitskriterien nachfolgend als zugehörig oder nicht zugehörig zum Ausgangspixelbereich bzw. zur Krone eingeordnet. Auf diese Weise wachsen rund um jedes Ausgangspixel Areale, deren Grenze von denjenigen Pixeln gesetzt wird, die die Ähnlichkeitskriterien nicht weiter erfüllen (*Erikson und Olofsson, 2005; Ke und Quackenbush, 2011a, 2011b; Larsen et al., 2011; Li et al., 2008*).
Vor der Anwendung der ermittelnden bzw. der abgrenzenden Prozesse werden gelegentlich Bildvorbereitungsmaßnahmen durchgeführt. Zu den Wichtigsten gehören die **Glättung** der Bilder zur Beseitigung zu hoher Grauwertvariationen (*Gougeon, 1995; Dralle und Rudemo, 1996; Larsen 1999b; Pitkänen, 2001; Straub 2003a; Wang, 2004; Pouliot und King 2005; Gougeon and Leckie, 2006; Korpela et al., 2007; Niccolai et al. 2010b; Ke und Quackenbush, 2011a, 2011b; Larsen et al., 2011; Jing e al., 2012; Koch et al., 2014; Park et al.,2014; Paris und Bruzzone 2015; Lee et al., 2016; Leckie et al., 2016b; Coomes et al., 2017; Panagiotidis et al., 2017*) und die **Auswahl eines Kanals** (*Culvenor, 2002; Korpela et al., 2007; Pitkänen, 2001; Santoso et al., 2016*) bzw. die **Verstärkung ihrer radiometrischen Unterschiede** durch arithmetische Operateure um Objekte besser abzugrenzen bzw. abzuschließen (*Quackenbush et al. 2000; Pitkänen, 2001; Culvenor, 2002; Gong et al., 2002a; Gong et al., 2002b; Pouliot and King, 2005; Zagalikis et al., 2005; Korpela et al., 2006; Lucas und Bunting, 2006; Niccolai et al., 2010b; Larsen et al., 2011; Katoh und Gougeon, 2012; Wang, 2014; Leckie et al., 2016b; Santoso et al., 2016; Chuvieco, 2020*).

Der Erfolg der beschriebenen Ermittlungs- bzw. Abgrenzungsmethoden hängt vor allem vom Verhältnis zwischen der Bodenauflösung (GSD, *ground sampling distance* in der englischsprachigen

Literatur) und der Größe der Kronen, der Variabilität der Architektur innerhalb der Kronen und der Homogenität der Kronengrößen bzw. der Kronenarchitekturen entlang des Kronendachs ab (*Wulder et al., 2000; Culvenor, 2002; Pouliot et al., 2002; Leckie et al., 2003; Straub, 2003a; Pouliot und King, 2005; Hirschmugl et al., 2007; Niccolai et al., 2010b; Ke und Quackenbush 2011b; Larsen et al., 2011; Jing et al., 2012; Park et al., 2014; Leckie et al., 2016b*). Aus diesem Grund können die besten Ergebnisse in der Regel bei Baumpopulationen gleicher Art und gleichen Alters erwartet werden. Die in der Literatur gefundenen Berichte über Anwendungen dieser Methoden beziehen sich auf Experimente, die unter unterschiedlichen Bedingungen durchgeführt worden sind, wie GSD, Sensor, Alterszusammensetzung der Bäume, Artenvielfalt, Bestockungsdichte, usw.. Aus diesem Grund ist ein aussagekräftiger Vergleichsversuch zwischen den Leistungsvermögen der verschiedenen Ansätze nur begrenzt möglich.

Noch ein forstlicher Kennwert der u.U. bestimmt werden kann, ist die Größe der individuellen Kronen. Ihre Bestimmung wird allerdings von Beleuchtung und Aufnahmewinkel, Unregelmäßigkeiten in der Kronenarchitektur und -größe, Zusammenfügung mit benachbarten Kronen, Unterteilung der Kronen in Subkronen, Lücken im Kronendach, und toten Räumen so erschwert (*Pouliot et al., 2002; Holopainen und Talvitie, 2004; Korpela, 2004; Zagalikis et al., 2005; Ke und Quackenbusch, 2011a, 2011b; Leckie et al., 2016b*), dass er nur selten als Schätzungsvariable für Inventurmerkmale genutzt wird *(Zhang et al., 2012*).

1.3.2.3 Semiautomatische 3D-Modellierung von Waldflächen

Teil der oben vorgestellten 2D-Methoden und der dahinter stehenden Prinzipien sind wichtige Bestandteile später entwickelter 3D-basierten Auswertungstechniken, die in der Lage sind, präzisere und umfassende Information für die quantitative Erfassungen von Wäldern zu liefern.
Die Kombination der Digitalverfahren mit der stereoskopischen Vermessung im Rahmen der Photogrammetrie bietet die Möglichkeit, digitale Stereomessungen unterschiedlicher Baumparameter durchzuführen bzw. mittels semiautomatischer Bildzuordnung Kronendachfläche-DGMs und evtl. individuelle Kronen dreidimensional zu modellieren.

Verfügt man über ein 3D-Modell der Bodenfläche (DGM), kann der vertikale Abstand zwischen dem DSM und dem Boden an jeder Stelle abgeschätzt werden. Diese Referenzierung eines DSMs auf das DGM wird als *Normierung* des DSMs (NDSM) bezeichnet (*Debella-Gilo, 2016; Haala et al., 2010; Panagiotidis et al., 2017; Windisch et al., 2014*). Eine geeignete Auswertung des normierten DSMs ermöglicht u.U. die Abschätzung unterschiedlicher Bestandsparameter, wie es später in 1.3.2.3.3.1 (*Individual Tree Detection*-Methoden) beschrieben wird.

1.3.2.3.1 Modellierung des Kronendachs

Wie viel vom Modellierungspotential der Photogrammetrie für die Generierung eines Kronendach-DSMs ausgenutzt werden kann, ist situationsspezifisch. Es hängt von den Umständen ab unter denen sie angewendet wird und, vor allem, wie diese Umstände den Erfolg des Bildzuordnungsprozesses bedingen, wo ein wichtiger Engpass der Kronendachsmodellierung liegt. Waldflächen zeigen besondere Eigenschaften, die entsprechend besondere Hindernisse bzw. Herausforderungen für die

automatische Bildzuordnung darstellen. Bei ihrer Anwendung auf Wäldern wird das Modellierungsvermögen der Photogrammetrie durch diese Besonderheiten oft stark begrenzt.

Eine Auswertung der Arbeit verschiedener Autoren (*Pollok, 1996; Gong et al., 2000; Kätsch, 2000; Mei et al., 2001; Sheng et al., 2001; Gong et al., 2002a; Gong et al., 2002b; 2002; Paparoditis und Dissard, 2002; Fuchs, 2003. S.112-113; Sheng et al., 2003; Straub, 2003a; St-Onge et al., 2004; Wang 2004; Hirschmugl und Schardt, 2005. S.55; Baltsavias et al., 2006; Offnere et al., 2006; Hirschmugl et al., 2007; Korpela et al., 2007; Baltsavias et al., 2008; St-Onge et al., 2008; Waser et al., 2008; Haala, 2009; Haala et al., 2010; Yu et al., 2010; Ke und Quackenbush, 2011a, 2011b; Valbuena et al., 2011; Grün, 2012; Järnstedt et al. 2012; Nurminen et al., 2013; Straub et al., 2013a; White et al., 2013; Wang und Diao 2014; Windisch et al., 2014; Balenović et al., 2015; Paris und Bruzzone, 2015. S.158-194; Stepper et al., 2015; Pulliti et al., 2016; Pulkkinen et al., 2018; Jahatunga et al., 2019, Noordmeer et al., 2021*), die sich mit der Anwendung von Verfahren dieser Art auf Bildersätzen von Waldflächen beschäftigt haben, lässt fünf dabei einwirkende Faktoren erkennen, die einzeln oder in unterschiedlichen Kombinationen für die in der Regel niedrigen Erfolgsquoten der automatischen Bildzuordnung bei der Waldphotogrammetrie verantwortlich sind:

- ***Schmale Farbpalette.*** Bei Luftaufnahmen von Kronendächern werden die Grauwerte immer von denselben Elementen im Gelände erzeugt: Blätter und Zweigsegmenten. Im Vergleich zu Befliegungszielen anderer Art, wie z.B. Städte, bleibt das Grauwertintervall hierbei somit relativ schmal (Abb.7).

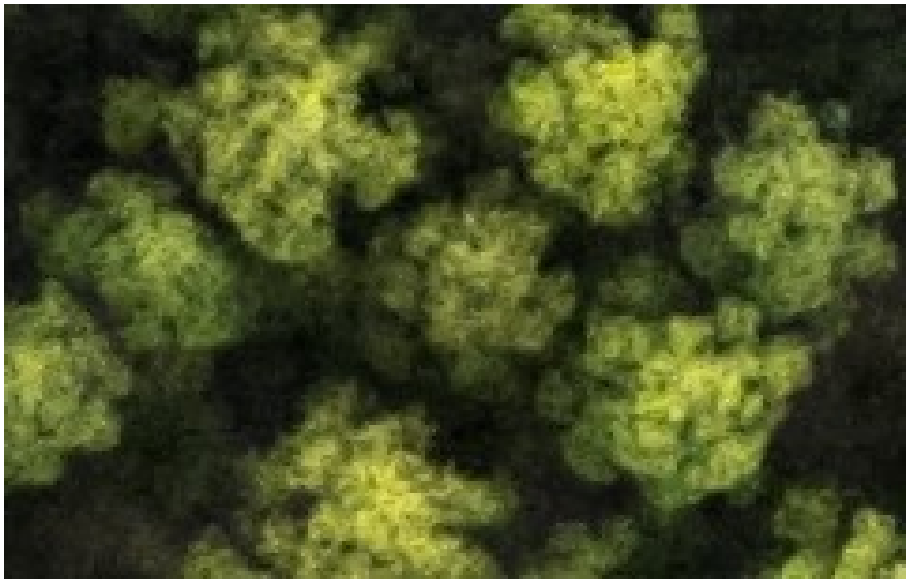


Abbildung 7. Ausschnitt einer Luftbildaufnahme des *Eucalyptus*-Kronendachs des Untersuchungsgeländes. *Sie zeigt die für Kronendächer typisch musterlose Textur mit einer begrenzten Farbpalette. Die Formen sind nur diffus definiert, ohne klare Kanten und Ecken*

- ***Musterlose Textur*.** Bei der ohnehin begrenzten Farbpalette verbreiten sich die unterschiedlichen Grauwerte relativ musterlos und mosaikartig entlang der abgebildeten Kronenfläche (Abb.7).
- ***Nicht klar definierte Strukturen bzw. Formen.*** Neben denen der ganzen Krone selbst, fehlen Formen auf der Abbildung eines Kronendachs bzw. sind schwach definiert. Strukturen, die durch Linien, Kanten und Ecken geometrisch gut definiert und evtl. auch durch ihre Farbe

von der Umgebung gut differenzierbar sind, fehlen in der Regel im Falle der Waldbefliegungen (Abb.7).

- ***Tote Räume.*** Aufgrund der Perspektivänderung von einem Bild des Stereopaars zu dem nächsten, werden Objekte bzw. Teile von Objekten nicht auf beiden Bildern des Paares abgebildet. Dadurch entstehen sogenannte tote Räume. Da Bäume relativ steile Objekte sind und somit abrupte vertikale Änderungen verursachen, tritt dieses Phänomen bei photogrammetrischen Modellierungen von Wäldern oft und stark auf.
- ***Lichtwinkel und Schatten.*** Der eigene Schatten und evtl. der von nahliegenden Bäumen verhindern, dass Objekte, die eine ähnliche räumliche Anordnung haben, entsprechend ähnlich auf beiden Abbildungen des Stereopaars aussehen.

Zusätzlich zu den oben aufgezählten zuordnungsbedingten Hindernissen steht das Problem, dass die Richtigkeit bzw. Genauigkeit der generierten Punktwolken in der Regel nur visuell durch stereoskopische Betrachtung des Objekts überprüft werden kann. Die Möglichkeit einer **präzisen systematischen Kontrolle fehlt** (*Haala et al., 2010; Grün, 2012*). Die Optimierung der Parametereinstellungen zum Modellierungsprozess, die in der Regel zahlreiche Versuch-und-Irrtum-Zyklen benötigt, wird durch diese Schwierigkeiten bei der Fehlererkennung erschwert bzw. evtl. verhindert.

Aufgrund der oben erwähnten Faktoren, ist die Auswahl der richtigen Einstellungen von Softwareparametern für eine erfolgreiche Bildzuordnung auf Waldflächen äußerst komplex. Ein bestimmter Ansatz ist normalerweise für eine bestimmte Kronenarchitektur und -größe optimiert. Je nach Arten-, Alterszusammensetzung und Behandlung vom Wald können allerdings im Bestand Kronen ganz unterschiedlicher Größen und räumlicher Gestaltungen gefunden werden. Ist das der Fall, dann muss ein Kompromiss bei den Prozesseinsteinstellungen gesucht werden, der für maximal viele Kronenarten dieses Standorts so effektiv wie möglich bleibt. Dabei wird allerdings die Qualität der Modellierung von Krone zu Krone stark variieren.

Eine potentiell wichtige Einflussgröße bei der Photogrammetrie auf Waldflächen stellt der **Wind** dar. Stämme bzw. Zweige die während des Fluges vom Wind bewegt werden, werden sich in den aufeinander folgenden Aufnahmemomenten des Stereopaars hochwahrscheinlich nicht auf derselben Stelle im Objektraum befinden. Unter diesen Umständen wird die automatische Bildzuordnung wenige Treffer bieten oder zu fehlerhaften Zuordnungen führen. Findet das Programm trotz der Objektbewegung die Pixel die auf beiden Bildern tatsächlich denselben Kronenausschnitt abbilden, führen die dabei generierten Parallaxberechnungen zu einer abweichenden Position des generierten 3D-Punkts. Ein zusätzlicher potentieller Effekt des Windes ist die Änderung der Orientierung der Blätter bezüglich der Lichtquelle, die entsprechende Änderungen in ihrer Reflektion bzw. ihrer bildlichen Darstellung verursachen.

Eine Alternative für die Generierung georeferenzierter Punktwolken zur Erzeugung des Kronendach-DSMs stellen **ALS-Messungen** dar. Bei den Aufnahmen mit ALS werden aus dem Sensor Lichtimpulse gesendet und nach ihrer Rückstrahlung aus der Objektoberfläche wieder empfangen. Aus der gemessenen Zeit zwischen beiden Ereignissen wird die Distanz vom Sensor zum abgetasteten Objekt abgeleitet. Ein GNSS (*Global Navigation Satellite System*)/IMU (*Inertial Measurement Unit*)-System erlaubt die räumliche Referenzierung der Messungen bzw. der generierten Punkte.
Ausführliche Beschreibungen der Grundlage dieser Technik sind in *Hyyppä et al. (2009. S.335-370), Mallet und Bretar (2009), Holopainen et al. (2014. S.259-270), Roncart et al. (2014), Vauhkonen et al.*

(2014), Görgens et al. (2015), Eitel et al., (2016), Toth und Józków (2016), Vo et al. (2016), Korpela (2017), Dong und Chen (2018), Shan et al. (2018), und *Chuvieco (2020. S.78-83)* zu finden.

Vor allem aufgrund der schon erwähnten Probleme der Photogrammetrie bei der Bildzuordnung und wegen des Potentials vom ALS, den Boden auch unter der Vegetation zu modellieren beherrschte die Laser-basierte Technik für eine gewisse Zeit den Bereich der 3D-Landschaftsmodellierung (*Haala, 2009; Kukkonen et al., 2016; Ressl et al., 2016*). Bedeutende Fortschritte beim Leistungsvermögen der Kameras (vor allem bei der Bildradiometrie, erreichbares GSD und Bildüberlappung) sowie bei der Entwicklung neuer Algorithmen für die automatische Bildzuordnung wurden nach der letzten Jahrtausendwende erzielt (*Haala, 2009; Haala, et al., 2010; Haala, 2013; White et al., 2013*). Sie erlaubten einen Durchbruch der Photogrammetrie in diesem Bereich (*Leberl et al., 2010; White et al., 2013; Rahlf et al., 2014; Ressl et al., 2016; Puliti et al. 2017; Stepper et al., 2017*), wo heutzutage ALS und Photogrammetrie miteinander konkurrieren (*Kukkonen et al., 2016; Puliti et al., 2017*). Die Debatten über die Tauglichkeit des einen oder des anderen Systems für bestimmte Situationen sind stark von den wirtschaftlichen Faktoren bestimmt. Welche dieser zwei Alternativen in einer bestimmten Situation das beste Leistung/Kosten-Verhältnis liefert, hängt vom Ziel der Erhebung und den Umständen, unter den sie durchgeführt wird, ab. Bei Anwendung auf Waldflächen unterscheiden sich beide Systeme vor allem durch die folgenden Aspekte:

- Ein einziger Laserimpuls kann wegen der Größe des Fußabdrucks zu Reflexionen in unterschiedlichen Höhen der Vegetation führen. Im Falle eines Waldes können somit evtl. **unterschiedliche Vegetationsschichten bzw. die Bodenfläche abgetastet und modelliert werden**, was u.U. auch die Generierung des DGMs für das normierte DSM ermöglichen (*Onge et al., 2004; Holmgren et al., 2008; Mallet und Bretar, 2009; St- Bohling et al., 2012; Goncalves und Gomes, 2012; Hilbert und Schmullius, 2012; Yao et al., 2012; Nurminen et al., 2013; White et al., 2013; Chen, 2014a; Holopainen et al., 2014; Koch et al., 2014; Rahlf et al., 2014; Roncart et al., 2014; Wallace et al., 2014b; Strîmbu und Strîmbu, 2015; Yu et al., 2015; Eitel et al., 2016; Sumnallet al., 2016a; Vo et al., 2016; Yang et al., 2016; Korpela, 2017; Nevalainen, 2017; Bigdeli et al., 2018; Dong und Chen, 2018; Jarron et al., 2020; Strunk et al., 2020*). Dieses Potential ist allerdings begrenzt durch die Tatsache, dass der Ursprung der zweiten und der danach folgenden Rückstrahlungen eines Impulses nicht immer festgestellt werden kann. So kann z.B. die letzte Reflexion eines Impulses u.U. nicht mit Sicherheit dem Boden zugeordnet bzw. ausfiltriert werden, wodurch die Generierung des DGMs erschwert wird (*Wack et al., 2003; Hopkinson et al., 2004; Holopainen et al., 2014; ; Wallace et al., 2014b; Görgens et al., 2015; Hansen et al., 2015; Montealegre et al., 2015; Gomorki et al., 2017; Kükenbrink et al., 2017*).
- Aufgrund der gerade erwähnten Vielfalt der Reflexionssignale der ALS-Punktwolken bieten die **unterschiedlichen Filterungs- und Korrelationsfunktionen** mehr Nachverarbeitungs- bzw. Auswertungsmöglichkeiten als es bei photogrammetrisch generierten Punkthaufen der Fall ist (*Eitel et al., 2016; Nilsson et al., 2017; Dai et al., 2018; Dong und Chen, 2018; Zhao et al., 2018; Hamraza et al., 2019; Chuvieco, 2020. S.78-83; Jaskierniak et al., 2021*).
- Die Bestimmung der Raumkoordinaten der Rückstrahlung eines Laser-Impulses ist eindeutig und hängt nicht von einem Pixelzuordnungsprozess ab, dessen Genauigkeit stark variieren kann aufgrund der zahlreichen Faktoren, die sie bestimmen. ALS gilt im Prinzip als eine genauere Modellierungsmethode als Photogrammetrie. Nichtsdestotrotz, obwohl ein objektiver hoch präziser Vergleich beider Methoden schwierig ist (*Grün et al., 2012;*

Windischt et al., 2014; Kukkonen et al., 2016), wird von vielen Autoren schon angenommen, dass **die räumliche Genauigkeit, die die heutigen photogrammetrischen Verfahren unter geeigneten Bedingungen erreichen können, vergleichbar mit deren der ALS-Technik** (*Korpela, 2004; Baltsavias et al., 2008; Haala et al., 2009; Haala et al., 2010; Jacobsen et al., 2010; Leberl et al., 2010; Grün. 2012; Nurminen et al., 2013; Straub et al., 2013a; Vastaranta et al., 2013; White et al., 2013; Rahlf et al., 2015; Ressl et al., 2016; Stepper et al., 2017; Navarro et al, 2018; Goodbody et al., 2019; Kwong und Fong, 2020*) **oder geringfügig niedriger sind** (*White et al., 2015; Kukkonen et al., 2016, 2019; Ullah et al., 2018; Strunk et al., 2020*). Dieses gilt vor allem für bebaute Gebiete, aber nicht so sehr für Waldflächen.

- ALS-Modellierungen werden **vom Totraum-Problem seltener und nicht so intensiv betroffen** als photogrammetrisch basierte Modellierungen (*Ressl et al., 2016; Straub et al., 2013a; Strunk et al., 2020; Windisch et al., 2014*).
- Faktoren wie Belichtungsintensität, -richtung und Farbmuster im Gelände spielen bei den ALS-Erhebungen keine Rolle. Daher können sie unter jeden Belichtungsbedingungen durchgeführt werden (*White et al., 2013; Windisch et al., 2014; Vo et al., 2016; Dong und Chen, 2018*), was **Zeitflexibilität für den Flugeinsatz bedeutet** (*Holmgren et al., 2008; Kukkonen et al., 2016*).
- **Photogrammetrische Verfahren erzeugen in der Regel erheblich mehr 3D-Punkte pro Quadratmeter als ALS**, was u.U. entscheidend für eine richtige Modellierung sein kann (*Haala, 2009; Straub et al., 2013a; Holopainen et al., 2014; Chen et al., 2016; Dong und Chen, 2018, S.65*). Die Laserimpulse treffen nicht immer die Baumspitze, sondern Kronenstellen daneben, wie auch die flächenbasierte automatische Bildzuordnung. Dies führt normalerweise zu einer **Unterschätzung der Spitzenhöhe**, die eine systematische Korrektur verlangt. Bei den dichteren Punktwolken, die die photogrammetrisch-basierten Verfahren erzeugen, kommt dieses Problem etwas seltener vor.
- Aufgrund ihrer schmaleren Abtastwinkel und der Schwächung der Impulsenergie muss bei ALS-Erhebungen relativ tief bzw. in relativ vielen Streifen geflogen werden. Bei eventuell **vergleichbarer Messgenauigkeit**, wie z.B. bei bebauten Gebieten, decken Luftbilder eine erheblich **größere Fläche pro Flugstunde** ab und modellieren mit erheblich **mehr Punkten pro Quadratmeter** als ALS-Erhebungen für geringere Kosten (*St-Onge et al., 2008; Leberl et al., 2010; Ke und Quackenbush, 2011b; Vauhkonen et al., 2011b; Nurminen et al., 2013; Straub et al., 2013a; White et al., 2013; Stepper et al., 2014a; Windisch et al., 2014; Paris und Bruzzone, 2015; Evans et al., 2016; Jensen und Matheus, 2016; Kukkonen et al., 2016; White et al., 2016, Puliti et al., 2017; Ali-Sisto und Packalen, 2017; Stepper et al., 2017; Strunk et al., 2020*).
- **Photogrammetrische Aufnahmen haben aber den Vorteil einer zusätzlichen detaillierten spektralen Information**. Sie erlauben visuelle Interpretationen und die Generierung von Orthobildern. Aus diesem Grund wird ALS in der Regel in Kombination mit einer Kameraaufnahme verbunden.
- Photogrammetrisch **erzeugte DOM können durch nachträgliche manuelle Stereomessungen** eventuell ergänzt, korrigiert bzw. kontrolliert werden.
- Die radiometrische Information der Luftbilder erlaubt eventuelle **Anwendungen von grauwert-basierten Ermittlungs-, Begrenzungs- und Filterungsverfahren**, die eine Optimierung der 3D-Modellierung bzw. ihre spätere Auswertung evtl. ermöglichen (*Gehrke et al, 2012; Kukkonen et al., 2016; Puliti et al., 2017*). Der Mangel an radiometrischer

Information bei den ALS-Erhebungen macht dieses System weniger geeignet für z.B. die Differenzierung von Baumarten im Vergleich zu den photogrammetrie-basierten Verfahren (*White et al., 2016*).

- Der Erfolg bei der Modellierung eines Waldes durch Photogrammetrie hängt von einer relativ hohen Anzahl an Faktoren und ihren zusätzlichen Interaktionen miteinander ab, wie es schon in diesem Kapitel beschrieben wurde. Für jede Kombination von Erhebungsziel und -bedingungen gibt es einen optimalen Ansatz. Bei der Anwendung eines bestimmten Ansatzes unter anderen Bedingungen als diejenigen worunter er sich schon als erfolgreich erwiesen hat, besteht die Möglichkeit, dass die angestrebte Messqualität nicht erreicht wird. **Bei ALS-Erhebung dagegen hängt die Qualität der Ergebnisse von deutlich wenigen Faktoren ab, was sie voraussagbarer und sicherer macht.**

Vergleiche zwischen Anwendungen der zwei Methoden in der Forstwirtschaft sind in *Hyyppä et al. (2008), Leberl et al. (2010), Vastaranta et al. (2013), White et al. (2013), Maltamo et al. (2014), Gobakken et al. (2015), , White et al. (2015), Kukkonen et al. (2016), Puliti et al. (2017), Ullah et al. (2017), Navarro et al. (2018); Pohjankukka et al., (2018), White et al. (2018) Noordmeer et al., 2019* und *Strunk et al. (2020)* zu finden.

Eine weitere Möglichkeit, Wälder räumlich zu modellieren, bieten hochauflösende **Satellitenbilder**. Das SPOT-Programm (gestartet 1986) lieferte die ersten Aufnahmen mit 10m GSD und mit photogrammetrischer Stereofähigkeit. 1995 erlaubte es ebenfalls der IRS-1C-Satellit (*Jacobsen, 2005a; Albertz, 2013. S.49-50*). Sein relativ großes 10 bzw. 5,7 m GSD, machte die 3D-Modellierungsmöglichkeiten dieser Geräte uninteressant für präzise Bestimmungen für die Forstwirtschaft. Mit dem Start des IKONOS-Programm 1999 fing eine neue Phase an, in der panchromatische Satellitenbilder mit GSD unter 1 m zur Verfügung für die zivile Nutzung stehen (*Baltsavias et al., 2001; Eisenbeiss et al., 2004; Jacobsen, 2005b; Hobi und Glinzer, 2012; White et al., 2016*).

Spätere Fernerkundungsprogramme starteten weitere hoch Auflösungssatelliten, wobei WorldView-3 und -4, Pleiades Neo, Cartosat-3 und in Zukunft WorldView Legion ein GSD von 0,3 m erreichen. Anhand der Arbeit unterschiedlicher Autoren kann das photogrammetrische Potential dieser Systeme erkannt werden: Quickbird (*Eisenbeiss et al., 2004; Jacobsen, 2003, 2005a, 2005b), WordView 1 (Poli et al., 2009; Kim et al., 2011*), GeoEye (*Zhang et al., 2008; Kliparchuk et al., 2010), Pléiades (Loghin et al., 2019*) WordView 2 (*Poli et al., 2010; Hobi und Ginzer, 2012*), WordView 3 (*Xiao et al., 2018; Loghin et al., 2019; Rothermel et al., 2020*), WordView4 (*Sefercik et al., 2020*).

Verschiedene Autoren berichten von der stereophotogrammetrischen Modellierung von absoluten Kronendachhöhen, die, bei Verfügung eines DGMs, mit unterschiedlicher Genauigkeit: **a)** Abschätzungen der Baumhöhen (*St-Onge et al., 2008; Kliparchuk et al., 2010; Kattenborn et al., 2015; Persson und Perko, 2016; Tian et al., 2017; Montesano et al., 2019*), **b)** der Biomasse (*Eckert, 2012; Fassnacht et al., 2017*), **c)** des Holzvolumens (*Straub et al., 2013b*), **d)** Waldinventuren (*Stepper et al. 2014a; Immitzer et al., 2016; Pearse et al., 2018*), **e)** Charakterisierung der Waldstruktur (*Dash et al., 2015*), **f)** Baumartdifferenzierung (*Fassnacht et al., 2017*) **g)** Abgrenzung einzelner Bäume (*Ferreira Gomes et al., 2018*) und h) Abgrenzung und Baumspitzenverortung der einzelner Bäume (*Xiao et al., 2018*) erlauben.

Die Mehrheit der neuen hochauflösenden Satelliten ist in der Lage, durch Agilität oder durch mehrere Kameras Aufnahmen aus demselben Umlaufband und in einem geringeren Zeitabstand zu machen (*Tian et al., 2017*). Bei älteren Satelliten, die nicht so ausgerüstet waren, wurde die zweite Aufnahme des Paares mit einer Zeitverzögerung von einem bis mehreren Tagen gemacht (*Jacobsen, 2005a*). Dieser für Luftbildeinsätze ungewöhnlich hohe zeitliche Abstand erzeugt eventuelle Unterschiede zwischen den Abbildungen des Objektraums, die vor allem auf die Bewölkung und andere Wetterelemente, aber auch, je nach der Situation, auf den Sonnen- (*Hobi und Ginzer, 2012; Krauß et al., 2018; Montesano et al., 2019; Qin, 2019*), und/oder Aufnahmewinkel (*Krauß et al., 2018*) zurück zu führen sind.
Wie zuvor erwähnt, stellen die Bewegungen der Zweige durch den Wind einen wichtigen Verfälschungsfaktor bei der photogrammetrischen Arbeit mit Wäldern dar. Im Falle der Satelliten ist der Zeitpunkt der Aufnahmen nicht auswählbar. Die dominierende Aufnahmezeit liegt zwischen 10:00 und 11:00 Uhr Ortszeit. In vielen Regionen der Welt, wie z.B. Westeuropa und die La Plata-Region, fällt eine zeitliche Übereinstimmung von Aufnahmemoment/Windstille/wolkenfreiem Himmel relativ selten zusammen. Diese Fernerkundungsalternative bietet allerdings für einen relativ niedrigen Preis große flächendeckende Information, die von guter Qualität sein kann. Einzeln oder im Zusammenhang mit anderen Fernerkundungsmethoden, bietet diese Technik ein Potential für die Untersuchung von Wäldern. Die modernen hochauflösenden Satelliten sind in der Lage ihre Aufnahmerichtung innerhalb weniger Sekunden zu ändern. Dies erhöht die Wahrscheinlichkeit, die Aufnahme unter den zuvor erwähnten und notwendigen Wetterbedingungen durchführen zu können.

In den letzen Jahren hat sich die Nutzung von unbemannten Flugzeugen (Unmanned Air Vehicle bzw. UAV) für photogrammetrische Ziele gut etabliert. Sie unterscheiden sich von einander vor allem durch ihre Größe, dem Antriebssystem (fixierte oder rotierende Tragfläche), der Reichweite, ihrer maximalen Flughöhe und durch das Steuerungssystem (*Toth und Józków, 2016*). Sie können für photogrammetrische Einsätze mit kleinformatigen metrischen Kameras ausgestattet werden, sowie auch mit IMU-GNSS-Systemen für die Feststellung der äußeren Orientierung. Die dabei angewandten photogrammetrischen Prinzipien unterscheiden sich grundsätzlich nicht von denen der Luftbildphotogrammetrie. Diese Art von Systemen zeigt den Vorteil bei relativ niedrigen Kosten, gezielte Einsätze extrem raum- und zeitflexibel durchzuführen, die die Messgenauigkeit der Luftbildphotogrammetrie deutlich überschreiten können. Aufgrund der Beschränkungen der Reichweite und der Größe der zu tragenden Kameras ist aber die Nutzung von UAV in der Forstwirtschaft auf relativ kleine Flächen begrenzt (*Giannetti et al, 2018; Kotivuori et al, 2019; Raparelli und Bajocco, 2019; Schiefer et al, 2020; Solvin, 2020*). Für diese Branche zeigt diese Technik allerdings ein großes Potential, dass sich schnell und konstant weiter entwickelt. Auch ALS-Modellierungen von Walddächern wurden mit UAV erfolgreich durchgeführt, wie die Berichte von *Liu et al. (2018), Brede et al. (2019), Cao et al., 2019; Polewski et al. (2019), Sankey et al. (2019)* und *Yin et al. (2019)* bestätigen. Andere Autoren berichten ebenfalls von der Nutzung von UAV-Kamera-ALS-Systemen in der Forstwirtschaft (*Hyyppä et al, 2020; Kwong und Fung, 2020; de Ramalho de Oliveira et al, 2021*).

Radar-Interferometrie (*Interferometric Synthetic Aperture Radar* oder *InSAR*) bietet ebenfalls die Möglichkeit, Waldflächen räumlich zu modellieren (*Albertz, 2013. S.63-64; Chuvieco, 2020. S.72-78*). Die sich durch Wind laufend ändernde Waldfläche macht diese Technik allerdings nicht geeignet für Waldmodellierungen, wie durch Photogrammetrie oder ALS. Nur mit größerer Wellenlänge (z.B. L-

Band) kann die Vegetation durchdrungen werden, womit die Höhe des Waldbodens bestimmt werden kann (*Albertz, 2013. S.61*).

1.3.2.3.2 Modellierung des Bodens

Die Erzeugung des für die Normierung des DSMs nötigen DGMs wird dadurch erschwert bzw. evtl. verhindert, dass der Boden unter dem Kronendach unsichtbar bleibt (*Schneider, 1974. S.297; Korpela, 2004. S.12; Nuske und Nieschulze, 2004; St-Onge et al., 2004; Ressl et al., 2016*).
Je nach Bedeckungsgrad können allerdings u.U. Stellen im Gelände gefunden werden, die aus beiden Bildern des Paares sichtbar bleiben und eine stereoskopische Messung erlauben. Verfügt man über genug solcher Stellen bzw. Messungen, können sie dann Interpoliert werden um ein DGM zu generieren (*Gong et al., 2000; Fuchs, 2003. S.56; Nuske und Nieschulze, 2004, Van Laar und Akça, 2007. S.330; Jensen und Matheus, 2016; Straub und Stepper, 2016*). *Debella-Gilo (2016)* und *Wang et al. (2017)* berichten über die automatische Erkennung von Boden-entsprechenden Punkten innerhalb des DSMs und eine spätere Interpolation, mit viel versprechenden aber nicht zufriedenstellenden Ergebnissen.

Eine weitere Möglichkeit besteht darin, geeignet angeordnete GNSS-Geländemessungen durchzuführen und sie später zu Interpolieren. Aufgrund des großen Aufwands, den so ein Einsatz benötigt und der Schwächung des GNSS-Signals durch das Kronendach, wird diese Methode in der Regel nicht benutzt.

Wie schon erwähnt, bietet ALS bei nicht zu dichter Vegetation die Möglichkeit, den Boden unter dem Kronendach zu modellieren. Die hohen Kosten, die mit dieser Technik verbunden sind, verhindern in vielen Ländern ihre systematische Nutzung zu ausschließlich diesem Zweck. In vielen nordhemisphärischen Ländern führt der Staat ALS-Erhebungen regelmäßig durch *(St Onge et al., 2004; St Onge et al., 2008; Bohling et al., 2012; Hyyppä et al., 2012; Straub et al., 2013a; Vastaranta et al., 2013; White et al., 2013; Rahlf et al., 2014; Vauhkonen et al., 2014; Ginzler und Hobi, 2015; Lindgren et al., 2015; Debella-Gilo, 2016; Deng et al., 2016; Kukkonen et al., 2016; Straub und Stepper, 2016; Nilsson et al., 2017*), wodurch ALS-generierte DGMs zu Verfügung stehen. Diese DGMs werden in diesen Ländern in winterlich Laub werfenden Wäldern oft für die Bestimmung von Baumhöhen bzw. die Generierung von normierten DSMs genutzt.

1.3.2.3.3 Auswertung des Kronenhöhenmodells

Die Literatur zeigt, dass die Nachverarbeitung zur Auswertung der ALS- Punktwolken deutlich mehr erforscht und entwickelt wurde als die durch Photogrammetrie erzeugter Wolken. Die aktuellen Methoden für die Gewinnung nützlicher Information aus photogrammetrisch generierten Kronendächer-DSMs beruhen überwiegend auf äquivalenten Prinzipien wie die Modelle, die durch ALS erzeugt wurden (*Koch et al., 2014; Holmgren und Lindberg, 2013; Kukkonen et al., 2016; Dai et al., 2018; Goodbody et al., 2019; Lin et al., 2020; Strunk et al., 2020*). Aus diesem Grund wurde im Laufe dieser Arbeit Literatur konsultiert bzw. zitiert, die sich sowohl mit ALS- als auch mit photogrammetrisch-generierten Modellen beschäftigt.

Bei der Auswertung eines normierten DSMs zur Ermittlung von Waldparametern können, je nach Qualität der verfügbaren Modelle und Ziele, zwei Arten von Verfahren angewendet werden: Die, die Bäume einzeln differenzieren und die, die Kronendachfläche als Ganzes analysieren. Methoden der zuletzt erwähnten Gruppe werden in der Internationalen Literatur als *Area Based Approach*-Methoden (ABA) bezeichnet während die, die im DSM einzelne Bäume ermitteln *Individual Tree Detection*- Methoden (ITD) genannt.

1.3.2.3.3.1 Individual Tree Detection-Methoden

Bei den ITD-Verfahren werden die vom DSM erfassten Bäume *einzeln* ermittelt und ihre Höhe und evtl. Kronendimensionen bestimmt (*Chen, 2014b. S.402-405; Holopainen et al., 2014*). Viele davon basieren auf der Anwendung derselben Prinzipien, worauf die 2-D-Baumermittlungs- bzw. Kronenbegrenzungsmethoden (s. 1.3.2.2) beruhen (*Breidenbach und Astrup, 2014. S.114*). Da sie in der Regel sowohl auf photogrammetrisch- als auch auf ALS-generierten DSMs anwendbar sind (*Leckie et al., 2016b*), wird hierbei in dieser Hinsicht undifferenziert berichtet.

Die meist angewandte Methode zum ITD ist die **Lokal Maxima** (*Straub 2003a; Heurich und Weinacker, 2004; Pitkänen et al., 2004; Weinacker et al., 2004; Hirschmugl et al., 2007; Vauhkonen et al., 2011a; Eysn et al., 2012; Hyyppä et al., 2012; Kaartinen et al., 2012; Katoh und Gougeon, 2012; Lindberg und Hollaus, 2012; Yao et al., 2012; Falkowsky et al., 2013; Lo und Lin, 2013; Duncanson et al., 2014; Holopainen et al., 2014; Koch et al., 2014. S.97; Wallace et al., 2014a; Wallace et al., 2014b; Wang und Diao, 2014; Lamprecht et al., 2015; Paris und Bruzzone, 2015; Strîmbu und Strîmbu, 2015; Lee et al., 2016; Lekie et al., 2016a; Sumnall et al., 2016b; Coomes et al., 2017; Panagiotidis et al., 2017; Dai et al., 2018; Dong und Chen, 2018, S.73-76; Karjalainen et al., 2019; Räty et al., 2019; Kwong und Fong, 2020*). Wie bei den 2-D-Verfahren (s. 1.3.2.2), werden hier zuerst Glättungen durchgeführt um zu stark abweichende Grau- bzw. Höhenwerte im Modell mathematisch zu kontrollieren, die auf Unregelmäßigkeiten innerhalb der Krone wie Subkronen, Laublücken oder abgespreizte Äste hindeuten können (*Mei und Durrieu, 2004; Hyyppä et al., 2012; Kaartinen et al., 2012; Wallace et al., 2014b; Panagiotidis et al., 2017*). So wird verhindert, dass neben den Baumspitzen-LMs, zusätzliche Maxima-Pixel innerhalb derselben Krone generiert werden. Bei einem gut gelungenen und richtig vorprozessierten DSM, repräsentieren die ermittelten LM-Stellen die Baumspitzen und ihre XYZ-Koordinaten ihren Standort.

Andere Autoren berichten von der Nutzung von **Baumgestaltmodellen**. Im Unterschied zu den zuvor beschriebenen 2D-Verfahren (s.1.3.2.2), werden diese Mustermodelle in diesem Fall nach geometrischen Kriterien bzw. Parametern definiert. So wird eine Form im DSM, deren Geometrie mit der der Mustergestalt übereinstimmt, als Baum erkannt und sein Standort, Höhe und evtl. Kronendimensionen festgestellt (*Straub 2003a; Sheng et al., 2001; Gong et al., 2002b; Sheng et al., 2003; Straub, 2003b; Wolf und Heipke, 2007; Ke und Quackenbush, 2011a; Holmgren und Lindberg, 2013; Paris und Bruzzone, 2015; Leckie et al., 2016b; Dong und Chen, 2018. S.79-83; Ferreira Gomes et al., 2018*).

Mei und Durrieu (2004), Zagalikis et al. (2005), Koch et al. (2006), Reitberger et al. (2009), Breidenbach et al. (2010), Larsen et al. (2011), Vauhkonen et al. (2011a), Kaartinen et al. (2012), Katoh und Gougeon (2012), Lindberg und Hollaus (2012), Duncanson et al. (2014), Koch et al. (2014. S.97), Wallace et al. (2014a), Wallace et al. (2014b), Wang und Diao (2014), Wu et al. (2015); Chen et

al. (2016), Sumnall et al. (2016b), Coomes et al. (2017), Panagiotidis et al. (2017), Räty et al. (2019) und Kwong und *Fong, (2020)* nutzten Segmentierungsverfahren zur Ermittlung bzw. Begrenzung einzelner Kronen im DSM. Dabei ist die Anwendung der in 1.2.2.2 beschriebenen **Wasserscheide-** bzw. **Region Ausbreitungsmethode** auf das DSM-Raster der meist benutzte Ansatz (*Holopainen et al., 2014; Dai et al., 2018; Dong und Chen, 2018. S.76-77; Kwong und Fong, 2020*). Eine vorherige LM-Suche wird in der Regel durchgeführt, so dass Startpunkte (*seed points*) für den Prozess erzeugt werden, die die Segmentierung ermöglichen bzw. optimieren.
Eine ausführliche Beschreibung der aktuellen Segmentierungsmethode für Fernerkundungsbilder ist in *Wang (2020)* zu finden.

Die Feststellung der Kronendimensionen bei photogrammetrisch generierten DSMs wird allerdings in der Regel dadurch erschwert, dass die Kronenränder sich nur selten auf Stereopaaren erkennen lassen, weil sie von anderen Baumkronen oder dem oberen Teil der eigenen Krone verdeckt sind. Aus diesem Grund entspricht das was in einem 3-D-Modell als Kronenrand dargestellt wird, nicht unbedingt dem realen Umfang der Baumkrone. Bei ALS-DSMs müssen sie eine ausreichend hohe Punkdichte haben um Kronenränder präzis genug zu erfassen (Wack *et al*., 2003). Im Falle photogrammetrisch-generierter DSMs oder Befliegungen mit ALS und Kamera kann die Segmentierung auf orthorektifizierte Bilder bzw. Bildmosaiken angewendet werden, wobei die möglichen zusätzlichen Vorteile eines radiometrischen Differenzierung ausgenutzt werden können (*Zagalikis et al., 2005; Wolf und Heipke, 2007; Holmgren et al., 2008; Valbuena, 2014. S.79; Paris und Bruzzone, 2015*). Die Messungen der Kronendimensionen werden in der Praxis aufgrund ihrer Ungenauigkeit und ihres Aufwands in der Regel selten für die Abschätzung anderer Baummerkmale genutzt (*Avery und Burkhardt, 2002. S.160; Wack et al., 2003; Zagalikis et al., 2005; Mäkinen et al., 2006; Zhang et al. 2012; Ferraz et al., 2016*).

Gong et al. (2002b), Mei und Durrieu (2004), Hirschmugl et al. (2007), Holmgren (2008), Waser et al. (2008), Ke und Quackenbusch (2011b), Larsen et al. (2011), Kaartinen et al. (2012), Paris und Bruzzone (2015), Chen et al. (2016) und *Zagalikis et al. (2005)* berichten von der Anwendung von **Masken**, die Ergebnisse der Ermittlungsverfahren eventuell verbessern können. Sie beruhen in der Regel auf der Anwendung der Schwellwert-basierten Technik. Dabei wird versucht, den Pixelwert zu finden wonach sich die Kronen aufgrund ihrer höheren Rückstrahlung bzw. Helligkeit vom Rest der Landschaft radiometrisch trennen lässt. Kronenabbildungen wird der Grauwert 1 zugewiesen und dem Rest der Landschaft der Wert 0. Die so generierte binäre Maske wird nachfolgend mit dem ursprünglichen Bild multipliziert und somit wird jedes Pixel beseitigt, das keiner Krone entspricht. Die Kronen zeigen allerdings nicht bei jeder Situation und nicht überall auf einem Bild höhere Grauwerte als der Rest des Objektraums. Diese Methode kann daher nur unter bestimmten Bedingungen angewendet werden.

Larsen et al. (2011), Vauhkonen et al. (2011a) und *Kaartinen et al. (2012)* führten Vergleiche unterschiedlicher ITD-Methoden in unterschiedlichen Situationen durch. Dabei wurde offensichtlich, dass die Ergebnisse stark von den Einsatzumständen abhängig sind (*Shendryk et al., 2016; Dong und Chen, 2018. S.78*), vor allem Bestockungsdichte, Höhenunterschiede zwischen Bäumen, Alters- und Artenzusammensetzung des Bestands. Aus diesem Grund ist für jede neue Einsatzsituation die Überlegenheit einer Methode über die Andere nur begrenzt vorhersagbar.
Die wichtigste Herausforderung bei ITD-Verfahren liegt an der Erkennung und Trennung von Bäumen, deren Kronen entweder mit denen der nahliegenden Bäume zusammengewachsen sind

oder zu tief im Kronendach stehen und von oberhalb liegenden Exemplaren bedeckt bleiben (*Duncanson et al., 2014; Vauhkonen et al., 2014. S.9-10; Hauglin und Næsset, 2016; Dong und Chen, 2018. S.78; Jaskierniak et al., 2021*). Die besten Ergebnisse werden im Prinzip bei Plantagen erreicht (*Pakalen et al., 2011. S.86-89; Vauhkonen et al., 2011a; Vastaranta et al., 2013; Koch et al., 2014. S.98; Vauhkonen et al., 2014. S.256-265; Panagiotidis et al., 2017*), da diese Art von Beständen in der Regel aus Bäumen gleicher Art und gleichem Alter bestehen und derselben Behandlung unterliegen. Die daraus resultierende Uniformität erlaubt eine optimale Einpassung der Einstellungen des ITD-Verfahrens. In diesem Sinne stellen nach *Olofsson und Hagner (2006)* dichte Kronendächer aus Laubbäumen mit unregelmäßigen und zusammengewachsenen Kronen die schwierigste Situation dar.
Zhen et al. (2016) schätzen, dass bis 2015 80 % der durch unterschiedliche ITD-Verfahren erkundeten Waldfläche, durch ALS-ITD erhoben wurde.

Der kombinierte Einsatz von ALS und Kameras hat sich in den letzten Jahren durchgesetzt. Dies bietet zusätzliche radiometrische Differenzierungsmöglichkeiten, die die Erfolgsquote bei der Baumbegrenzung bzw. -segmentierung verbessern kann, wie bei den Arbeiten von *Chlus et al., 2020; Dalponte et al., 2019; Eslami und Saadatseresht, 2019; Filippelli et al., 2019; Kandare et al., 2017; Kwong und Fung, 2020; Sankey et al., 2017, Su et al., 2016; White et al., 2016* und *Xuegang et al., 2020* gezeigt wird. Noch einen Weg um bei der Modellierung durch ALS die spektralen Eigenschaften des Objekts als ergänzende Information auszunutzen, beschrieben *White et al. (2016), Dai et al. (2018), Kukkonen et al. (2019), Maltamo et al. (2020),* und *Yan et al. (2020)*, wobei ein *multispektrales ALS-Systems* eingesetzt wird, das Laserstrahlen in unterschiedlichen Wellenlägen sendet.

Das ITD-Verfahren liefert unter optimalen Bedingungen lediglich die XYZ-Koordinaten der Spitze jedes ermittelten Baums. Ihre Normierung durch das DGM ergibt die jeweiligen Baumhöhen. Das Volumen jedes Baums muss dann aus den generierten Baumhöhenwerten abgeleitet werden, wofür ein Regressionsmodell zwischen den *zwei Variablen vorhanden sein sollte.* Bestockungsdichte und Standort des Bestands bzw. Handlungsmaßnahmen *lassen allerdings das Verhältnis zwischen* Baumhöhe *und* Volumen noch stärker variieren als im Falle des BHD-Volumen-Verhältnis (*Burschell und Huss, 1997. S.70-72; Avery und Burkhart, 2002. S.173-182 u. 313; Korpela, 2007; West, 2009. S.79-88; Vauhkonen et al., 2010; Burkhart und Tomé. 2012, S.4*3; *Maltamo y Gobbaken, 2014, S.178-179; Vauhkonen et al., 2014. S8.; Chen et al., 2016*), die für die traditionellen Bestimmungsmethoden in der Regel benutzt wird.
Vauhkonen et al. (2014. S.8-9) raten deswegen davon ab, das Verhältnis zwischen Baumhöhe und BHD festzustellen, um schon etablierte und bewährte Regressionsmodelle zwischen BHD und Baumvolumen direkt nutzen zu können. Die dabei entstehende Korrelationssequenz *Baumhöhen → BHD → Baumvolumen* führt nur ein zusätzliches Regressionsmodell in den Schätzungsprozess ein, der eine weitere Fehlerquelle beinhaltet.

Ungenaue Regressionsmodelle sind nach *Vastaranta et al.* (*2011*) und *Vauhkonen et al.* (*2011b*) zusammen mit nicht bzw. falsch ermittelten Bäumen (*Kaartinen et al., 2012; Vastaranta et al., 2011 und Vauhkonen et al., 2011b; Lindberg und Hollaus, 2012; Breidenbach und Astrup, 2014. S.113*) die zwei größten Fehlerquellen bei ITD-basierten Bestandsinventarisierungen. Aus diesem Grund sollen schon vorhandene oder für diese spezifische Situation empirisch generierte *lokale* Regressionsmodelle zwischen Baumhöhe und Baumvolumen angewendet werden (*Wack et al., 2003;*

Hyyppä et al., 2012; Koch et al., 2014; Kaartinen et al., 2012; Lo und Lin, 2013; Vauhkonen et al., 2014; Wu et al., 2015).
Hyyppä et al. (2020) berichten vom Einsatz von UAV-ALS im Bereich *unter dem Kronendach*, wobei die vertikale Struktur der Bäume stichprobenweise modelliert wird. Diese Information kann angewendet werden, um die Qualität der Korrelation zwischen der Baumhöhe und BHD oder Baumvolumen zu verbessern bzw. erweitern. Terrestrisches LIDAR (*Brede et al., 2019; Côté et al., 2018; Dai et al., 2019; Holm et al, 2017; Mulverhill et al., 2019, Taubert et al., 2021, White et al., 2016*) bzw. Photogrammetrie (*Mulverhill et al., 2019*) werden auch zu diesem Zweck angewandt. Diese ergänzende Information kann ebenfalls bei *Area-Based-Approach*-Methoden (s. 1.3.2.3.3.2 unten) nützlich sein.

Im Vergleich zu den traditionellen Methoden, die auf Stichproben beruhen, ermöglicht der Layer aus einzelnen Bäumen und seiner Höhe, der aus dem ITD-Verfahren resultiert, eine deutlich präzisere Standortdifferenzierung (*Noordermeer et al., 2020*).

1.3.2.3.3.2 Area Based Approach-Methoden

ABA-Methoden basieren auf empirisch festgestellten Korrelationen zwischen den zu schätzenden Bestandsmerkmalen (z.B. Bestandshöhe oder Basalfläche) und unterschiedlichen rechnerischen Kernwerten als Vergleichsmaß (*metrics*), die aus Variationen der Höhenmessungen innerhalb des DSMs berechnet werden. Beschreibungen dieser Technik zusammen mit unterschiedlichen Beispielen dieser Statistiken sind bei der Arbeit von *Mallet und Bretar (2009), Treitz et al. (2012), Straub et al. (2013a), White et al. (2013), Chen (2014) S.399-413, Holopainen et al. (2014), Næsset (2014. S.218-220), Vauhkonen et al. (2014 S.5-7), Stepper et al. (2015), Cao et al. (2016a), Cao et al. (2016b), Straub und Stepper (2016), Sumnall et al. (2016b), White et al. (2016), Wu et al. (2016), Holm et al. (2017), Korpela (2017), Nilsson et al. (2017), Melin et al. (2017), Dong und Chen (2018), Ayrey et al. (2019), , Swanson und Weishampel (2019), Chuvieco (2020. S.324-325); Fischer et al. (2020), Knapp et al. (2020)* und *Mondino et al. (2020)* zu finden.
Auf Probeflächen im Gelände werden zu diesem Zweck Messungen der in Frage kommenden forstlichen Parameter durchgeführt; **Bestandshöhe** (*Holmgren und Jonsson, 2004; Lim und Treitz, 2004; Nuske und Nieschulze, 2004; Balstavias et al., 2008; Mallet und Bretar, 2009; Bohling et al., 2012; Järnstadt et al., 2012; Nurminen et al., 2013; Vastaranta et al., 2013; Rahlf et al., 2014; Windisch et al., 2014; Stepper et al., 2015; Chen et al., 2016*), **Holzvolumen per Hektar** (*Holmgren und Jonsson, 2004; Bohling et al., 2012; Järnstadt et al., 2012; Nurminen et al., 2013; Straub et al., 2013a; Vastaranta et al., 2013; Rahlf et al., 2014; Windisch et al., 2014; Straub et al., 2016*), **Basalfläche** (*Dreake et al., 2002; Holmgren und Jonsson, 2004; Bohling et al., 2012; Järnstedt et al., 2012; Straub et al., 2013a; Vastaranta et al., 2013*) und **Biomasse** (*Næsset, 2004; Hansen et al., 2015; Chen et al., 2016*). Parallel wird aus dem DSM-Ausschnitt jeder Probefläche eine Statistik generiert, die die räumliche Verbreitung der 3D-Punkte charakterisiert. Diese Statistiken können auf unterschiedlichen Parametern der DSM-3D-Struktur basieren. In der Regel beruhen sie auf Mittelhöhe-Werten bzw. eines bestimmten Perzentil der Höhenwerte (*Koch et al., 2014; Görgens et al., 2015; Hansen et al., 2015*).
Andere Autoren verwendeten zusätzliche Vergleichsmaße, die aus Kronenabdeckungsgrad, Rauheit (*roughness*, bezogen auf der Verbreitung der Variationen der Z-Werten innerhalb des DSMs) (*Straub et al., 2013a; Stepper et al., 2015*) bzw. radiometrischen Eigenschaften im Orthophoto (*Stepper et al.,*

2015) abgeleitet werden. Im Falle des ALS-DSMs können auch Statistiken verwendet werden, die aus der räumlichen Einordnung des Laubs unter der oberen Schicht (*Maltamo et al., 2004; Bohling et al., 2012; White et al., 2013*) bzw. die Verbreitung der Rückstrahlungsintensität der Laserpulse (*Maltamo et al., 2009; Görgens et al., 2015; Véga et al., 2016*) berechnet werden.
Die Regressionsparameter der DSM-Vergleichsmaße werden aus den entsprechenden im Gelände empirisch gemessenen Bestandsmerkmalen berechnet. Durch das so gewonnene Regressionsmodell können die Werte dieser Merkmale für den Rest der DSM-Fläche abgeleitet werden. Die Schätzungen die auf den Baumhöhe-basierten Statistiken beruhen, erreichten bei allen zitierten Experimenten die besten Ergebnisse.

Im Falle einer photogrammetrischen Erhebung bzw. einer ALS-Erhebung mit zusätzlichen Bildaufnahmen, können Masken auf der Basis der Bildradiometrie generiert werden, die den Ausschluss uninteressanter Bereiche bzw. eine Optimierung der Auswertungsverfahren ermöglichen. So haben z.B. *Straub et al., (2013a)* Laubbäume und Koniferen auf dem Orthophoto differenziert und maskiert und somit getrennte Laubbaum- bzw. Koniferen-DSMs erzeugt. Dadurch ist es ihnen gelungen getrennte Regressionsparameter für Laubbäume bzw. Koniferen zu modellieren, was zu einer Optimierung der Güte und Aussagekraft des verwendeten Modells führte.

ALS-ABA benötigen eine deutlich kleinere Anzahl an Strahlimpulsen pro Quadratmeter als ALS-ITD und es kann daher dabei höher und in wenigen Streifen geflogen werden, was die Erhebungskosten senkt (*Packalen et al., 2011; Vauhkonen et al., 2011a; Kaartinen et al., 2012; Breidenbach und Astrup, 2014, S.115; Vauhkonen et al., 2014; Puliti et al., 2017; Goodboy et al., 2019; Packalen et al., 2019*). Aus diesem Grund bieten ABA-Verfahren ein optimales Leistungs-Kosten Verhältnis für Großrauminventuren, wie z.B. landesweite Walderhebungen (*Næsset, 2014. S.215-220; Lindgren et al., 2015; Gregoire et al., 2016; Nilsson et al., 2017; Roussel et al., 2017; Packalen et al., 2019*) während ITD-Erhebungen (sowohl ALS als auch photogrammetrisch) in der Regel bei detaillierten Inventuren durchgeführt werden (*Vauhkonen et al., 2014. S.9*). Aus diesem Grund ist weltweit die durch ABA erhobene Fläche deutlich größer als die durch ITD modellierten Flächen (*Vastaranta et al., 2013; Roussel et al., 2017*).

Welche der Möglichkeiten, die diese Methoden anbieten, für die uruguayische Forstwirtschaft geeignet wären, wird im nächsten Kapitel analysiert.

1.4 Potential des *Individual Tree detection*-Verfahrens für die uruguayische Forstwirtschaft

1.4.1 Praktische Bedeutung

Die Forstwirtschaft in Uruguay hat ein stabiles Niveau in ihrer Produktion erreicht und einen stabilen und bedeutenden Platz in der Wirtschaft des Landes gefunden. Nichtsdestotrotz werden bei vielen waldbaulichen Maßnahmen noch Methoden angewendet, deren Ergebnisse und Leistung/Kosten-Verhältnisse durch die Anwendung zeitgemäßer fernerkundungsbasierter Technologien deutlich verbessert werden könnten. Photogrammetrie-basierte ITD-Verfahren (s. 1.3.2.3.3.1) haben das Potenzial eine komplette Erhebung des Bestands zu schaffen, wobei die Werte der XY-Koordinaten und die Höhe jedes einzelnen Baums geliefert werden. Bei Verfügbarkeit der Geländehöhe können

aus dieser Information Volumen, Biomasse und Kohlenstoffanteil jedes Baums abgeleitet werden. Eine flächendeckende ITD-Erhebung würde der Forstwirtschaft Uruguays daher die folgenden Vorteile bieten:

I. **Differenzierungen von Standorten** innerhalb einer aufgeforsteten Region oder eines Bestands werden in Uruguay bisher nicht systematisch durchgeführt, obwohl die natürlichen Bedingungen eindeutig dafür sprechen: Wie in 1.2 beschrieben, können – hier, nochmal zusammenfassend - erstens: Auf kleinem Raum Bereiche mit Böden ganz unterschiedlicher Eigenschaften gefunden werden. Zweitens wie die Niederschlagsereignisse eine extrem hohe Variabilität unregelmäßiger Muster zeigen, die oft unvorhersehbare und extreme Dürreperioden verursachen. Drittens die für die Aufforstung festgelegten Böden sich durch eine sehr geringe Mächtigkeit bzw. Wasserspeicherkapazität und Fruchtbarkeit auszeichnen, so dass auch kleine Unterschiede in den Bodeneigenschaften bedeutende Wirkungen auf den Bestand nach sich ziehen können.
   Traditionell erfolgt diese Differenzierung durch eine Analyse der Baumhöhenvariationen in den Waldbeständen. Die Höhe eines Baums in einem Forstbestand ist vom Boden aus nicht immer messbar. Aus diesem Grund wird in der Regel nicht die Höhe sondern der BHD gemessen und die Baumhöhe aus diesem Wert abgeleitet. Gewöhnlich wird die Vorauswahl der zu messenden Bäume nach dem subjektiven Eindruck bzw. der Erfahrung des Bearbeiters durchgeführt, was eine bedeutende Fehlerquelle darstellt.
   Bei den ITD-Verfahren dagegen, wird ausnahmelos die Baumhöhe direkt gemessen und alle Bäume des Bestands werden automatisch miteinander verglichen, wodurch subjektivitätsbezogene bzw. menschliche Fehler vermieden werden. Diese komplette Erhebung der Baumpopulation erlaubt eine statistische Analyse der Baumhöhenvariationen, und ihre individuelle Georeferenzierung eine präzise Charakterisierung ihrer räumlichen Verteilung. Auf dieser Basis werden Kategorien bzw. Stufen optimal nach statistischen Kriterien definiert. ITD-Erhebungen sind in der Lage selbst kleinere Baumhöhenvariationen zu erfassen, die mit traditionellen Methoden nicht zu ermitteln sind. Aus diesem Grund ist es möglich, eventuell mehr bzw. sinnvoller definierte Standortkategorien innerhalb des Bestands zu differenzieren. Die direkte Georeferenzierung erlaubt dazu eine präzise Abgrenzung und sichere Kartierung der definierten Standorte.
   Die Differenzierung von Standorten würde nicht nur die Anpassung der Aufforstungs- und Waldbehandlungsstrategien gemäß der unterschiedlichen Wachstumsbedingungen erlauben, sondern auch eine effizientere Überwachung und die Gewinnung tieferer Erkenntnisse des Effekts der Aufforstung auf die unterschiedlichen Böden bzw. die gesamte Landschaft ermöglichen.
   Die Möglichkeit über den Höhen- bzw. Volumenwert jedes Baums zu verfügen, bietet die besten Bedingungen für die Erzeugung von **Ertragstafeln** und **Wachstumsmodellen**. *Eucalyptus*-Forsten sind relativ neu in Uruguay und aus diesem Grund ist die vorhandene Information zur Gestaltung von zuverlässigen Ertragstafeln bzw. für die Modellierung des Waldwachstums noch mangelhaft. Andererseits sind die Wachstumsraten dieser Baumart in diesem Land relativ hoch. Das Zeitfenster für die Durchführung wachstumsabhängiger waldbaulicher Maßnahmen bleibt daher entsprechend klein. Präzisere Wachstumsmodelle erlauben eine optimal angepasste Planung solcher Maßnahmen.
   Die georeferenzierte Information über die Volumen- bzw. Höhenänderungen jedes Baums im Laufe der Zeit erlaubt eine präzisere Charakterisierung des Wachstums je nach Standort.

Die genauere Schätzung der zur Verfügung stehenden Biomasse bzw. des Holzes jeder Kategorie, sowie vertrauenswürdigere Prognosen zukünftiger Vorräte durch Wachstumsmodelle stellen erhebliche Vorteile beim Entscheidungsprozess für Unternehmen dar. Praktische Aspekte des Produktionsablaufs wie Zeitpunkt der Hiebmaßnahmen, Transport, Lagerung, Zufuhrvolumen und -ablauf in die Fabrik bzw. in das Biomassekraftwerk können durch die Nutzung dieser Informationen wesentlich optimiert werden. Dies würde eine genauere Anpassung der unternehmerischen Ressourcen an die biologische Kapazität des Waldes ermöglichen, was eine nachhaltigere Nutzung der natürlichen Ressourcen und eine Reduktion der Kosten und umweltbezogenen Beeinträchtigungen erlauben würde.

II. Um Schlussfolgerungen über das Volumen und die Biomasse eines Bestands zu ziehen, werden im Land traditionell Stichprobenerhebungen durchgeführt, wobei BHD-Messungen an repräsentativen Individuen der Population vorgenommen werden. Auf der Basis dieser Messungen werden die entsprechenden Werte eines Forstmerkmales (z.B. $m^3.ha^{-1}$ Holz, $kg.ha^{-1}$ C) für die ganze Baumpopulation durch ein Inferenz-Verfahren geschätzt. Die Anwendung dieses stochastischen Verfahrens erzeugt allerdings eine bestimmte Ungewissheit, die aus dem Inferenz-Verfahren bzw. aus der Übertragung der Werte der Stichprobe auf die ganze Population stammt (*Rudolf und Kuhlisch, 2008. S.78-95*). Die Repräsentativität dieser Schätzwerte hängt, u.a., von der Variabilität des untersuchten Merkmals in der Grundgesamtheit ab (z.B. die Baumhöhe). Die zuvor beschriebene Vielfältigkeit der Wachstumsbedingungen innerhalb kleiner Areale verursacht eine entsprechend große Variabilität in der Form und der Größe der Bäume die dort wachsen. Bei diesen heterogenen Beständen sind die abgeleiteten Schätzwerte weniger repräsentativ für die gesamte Baumpopulation als es der Fall bei homogeneren Beständen wäre. Bei einem flächendeckenden ITD-Verfahren dagegen, werden alle Individuen der Grundgesamtheit einzeln erfasst bzw. gemessen. Aus diesem Grund ist kein Inferenzverfahren notwendig und die mit ihm verbundene Ungewissheit wird ausgeschlossen. **Schlussfolgerungen über die zu erforschenden Populationsparameter werden dadurch präziser und sicherer**.

III. Für die Zertifizierung der C-Speicherung muss der Anteil dieses Elements im Wald mit einer 95 %-igen Sicherheit festgestellt werden. Die maximale Menge an Kohlenstoff, die zertifiziert werden kann, entspricht dem unteren Teil des abgeschätzten 95 %-Konfidenzintervalls (*UNFCCC, 2021*). Wie oben erklärt, erzeugen flächendeckende ITD-Verfahren keine Inferenz-bezogene Ungewissheit und reduzieren somit die Breite des Konfidenzintervalls bzw. erhöhen den Wert der unteren Grenze. Dies ermöglicht es **einen größeren Anteil an gespeichertem Kohlenstoff im erfassten Waldbereich zu zertifizieren.**

IV. Die **Auswahl von Individuen** für die **selektive Durchforstung** erfolgt in Uruguay zunächst durch eine erste visuelle Auslese. Die spätere endgültige Entscheidung wird auf der Basis der BHD-Messung der ausgewählten Bäume getroffen. Nicht alle Bäume werden dann dabei miteinander verglichen und die Richtigkeit der Vorauswahl hängt stark von dem subjektiven Eindruck, den Fähigkeiten und der Erfahrung des Bearbeiters ab. Daher kann eine relativ hohe Fehlerquote bei diesem Verfahren erwartet werden. ITD-Methoden stellen dagegen einen klaren Vorteil bei waldbaulichen Maßnahmen dar, die die Auswahl einzelner Bäume voraussetzen. Im Falle der *Sägeholzproduktion* erlaubt die so generierte Information über

Baumhöhe, -BHD und -volumen eine eindeutige Bestimmung der Nutzungsmöglichkeiten jedes Baums und eine Optimierung der Feststellung der Größenkategorien bzw. -intervalle. Die einzelne Identifizierung und Verortung der Bäume ermöglicht gezielte Eingriffe nach Bestandsbehandlungs- und Marktbedarf. Dadurch entsteht eine vertrauenswürdigere Vorratsschätzung für jede Nutzungskategorie. Bei *gemischten Produktionssystemen,* wo Individuen für die Holzindustrie und für die Zellulose- bzw. Energiegewinnung zusammen aufwachsen, erlaubt das ITD-Verfahren eine sichere und präzise Differenzierung der Bäume, die für jedes Ziel geschlagen werden sollen.

V. Auch für die **Züchtung**, wo die Selektion von Individuen auf unterschiedlichen Merkmalen wie z.B. der Baumhöhe basiert und die direkt oder indirekt durch ITD bestimmt werden können, bedeutet die Möglichkeit alle Individuen zu identifizieren und miteinander hoch präzise zu vergleichen einen wichtigen Vorteil.

1.4.2 Technische Voraussetzungen und Umsetzungsmöglichkeiten

Wie in Kapitel 1.3.2.3.3.1 beschrieben, können ITD-Erhebungen auf der Basis von ALS, Satelliten-, oder Luftbildphotogrammetrie durchgeführt werden.

Satellitenbilder bieten eine umfangreiche Erfassung des Objektraums für einen relativ niedrigen Preis. Zwei Aspekte dieser Technik benachteiligen sie allerdings gegenüber den anderen zwei: a) Der Moment der Aufnahme bzw. der Windstille-Faktor kann dabei nicht kontrolliert werden. Aufgrund ihrer langen und flexiblen Zweige verursachen schon leichte Brisen bei *Eucalyptus*-Subkronen relativ große räumliche Versetzungen im Vergleich zu anderen Baumarten (Beobachtung des Autors). Dieses Problem verschärft sich bei den typischen vergleichsweise dünnen Bäumen der Forste. Windstille Tage in der La Plata Region sind rar. Dass die Aufnahmen an genau so einem Tag gemacht werden, ist in der Regel wenig wahrscheinlich. b) Die Bodenauflösung 1 m bis 0,3 m GSD der Satellitenbilder sollte für ITD ausreichend sein. Luftbilder sind allerdings in der Lage höhere Auflösungen zu erreichen, was für so ein Verfahren von Vorteil ist.

ALS-Systeme gibt es bisher nicht im Land. Es ist eine relativ teure Ausstattung, deren Erwerb im Betracht der potentiellen Anwendungsmöglichkeiten im Land nicht rentabel wäre. Neben diesem Aspekt steht dazu die Tatsache, dass bei einem vergleichbarem GSD bzw. Punktdichte die Kosten einer ALS- im Vergleich zu einer photogrammetrischen Erhebung höher sind (s. 1.3.2.3.1).

Hinsichtlich der **Luftbildphotogrammetrie** stehen in Uruguay zurzeit zwei *großformatige Digitalkameras* zur Verfügung, die im Besitzt des Militärs sind. Drei Probleme sind damit verbunden: a) Ihre Anwendung für private Zwecke ist unangemessen teuer. b) Ihre Verfügbarkeit ist begrenzt. c) Die Koordination mit einer komplexen und unflexiblen Verwaltungsstruktur wie der des Militärs ist - auch bei bester Bereitschaft aller Beteiligten- langsam und kompliziert, was eine optimale Anpassung des Moments des Einsatzes an die Wetterbedingungen -vor allem an die unbedingt nötige Windstille- praktisch unmöglich macht.
Über die Verfügbarkeit von *Mittelformatkameras* im Land ist dem Autor bis dato nichts bekannt. Man kann allerdings davon ausgehen, dass es vor Ort einige geben soll. Bei einem eventuellen Erwerb solcher Ausstattung ginge es um eine deutlich kleinere Investition als bei großformatigen Kameras oder ALS-Systemen, und diese können dazu auch für andere Zwecke als 3D-Modellierungen

eingesetzt werden. Sie können mit relativ wenig Aufwand an kleinen Zivilflugzeugen adaptiert werden und sind leichter und sicherer zu operieren, was dem System eine vergleichsweise hohe Einsatzflexibilität gibt.
Die besondere Verteilung der *Eucalyptus*-Forstflächen in Uruguay schafft Bedingungen, für die Mittelformatkameras optimal geeignet sind. Wie in Kapitel 1.2.3.4.5 beschrieben, gestalten die Orte mit Aufforstungsprioritätsböden keine homogenen Bereiche, sondern Mosaike aus Weide-, Acker- und Waldflächen (Abb.6 in Kap.1.2.3.4.5). Es sind daher keine großen homogenen Waldflächen zu finden -wie es z.B. in den Nordeuropäischen Ländern üblich ist- und wobei das hohe Leistungspotential einer großformatigen Kamera zum Ausdruck kommen kann. Diese mosaikartigen Landschaften sind zudem landesweit zerstreut. Durch ihre kleinere Aufnahmefläche und flexiblere Operabilität, erlauben Mittelformatkameras eine besonders gute Anpassung der Erhebung an die unregelmäßige Gestalt und Verbreitung der Waldflächen.

Im Rahmen der Bedingungen der heutigen uruguayischen Forstwirtschaft stellt die Photogrammetrie durch Mittelformatkameras höchstwahrscheinlich die beste Option für ITD-Einsätze dar sowie für andere aktuelle und potentielle Bedürfnisse dieser Branche.

1.4.3 Anwendbarkeit

Direkte Anwendungen standardisierter ITD-Ansätze sind bei Wäldern in der Regel selten: Jeder Wald ist anders, die Erkundungsziele können auch unterschiedlich sein und verschiedene Methoden bzw. Ausrüstung können angewendet werden. Für eine bestimmte Kombination von Wald und Ziel besteht deswegen immer die Möglichkeit, dass keine der bekannten Ansätze in der Lage ist, die Erwartungen bezüglich der Qualität der zu liefernden Information zu erfüllen. Vor der Anwendung dieser Art von Methoden in einer fremden Situation muss daher erst überlegt werden, welche Art von Verfahren in welcher Reihenfolge angewendet werden, und welche Parametereinstellungen im Prinzip für sie am geeignetsten sind.
Die Ergebnisse eines Schrittes des Prozesses gestalten die Anfangssituation für die Folgeschritte und bedingen einander. Die Starteinstellungen müssen daher normalerweise im Laufe des Einsatzes empirisch optimiert werden. Die Feststellung der optimalen Einstellungskombinationen kann aufgrund der vielen Versuche bzw. der evtl. nötigen Änderungen an vorherige Schritte schwierig zu erreichen und extrem zeitaufwendig sein. Die Einzigartigkeit jeder neuen Situation kann außerdem nicht nur neue Parameterkombinationen sondern auch die Entwicklung neuer Arten von Verfahren erfordern.

Aus diesem Grund beschäftigt sich die vorliegende Dissertation mit der Generierung eines ITD-Verfahrens, das gezielt für die Bedingungen und Bedürfnissen der uruguayischen *Eucalyptus*-Forstwirtschaft entwickelt wird.

2 Problemstellung und Ziele

2.1 Problemstellung

Mit dem Ziel eine photogrammetrische Erhebungsmethode zur Verfügung zu stellen, die für die Bedingungen der *Eucalyptus*-Forstwirtschaft Uruguays geeignet ist, wurde ein auf ITD (*individual tree detection*) basierter Ansatz (im Folgenden *Erstansatz*) entworfen. Er soll unter wirtschaftlich sinnvollen Kosten folgendes liefern:

- einen GIS-Layer mit den XYZ-Koordinaten jedes Baums in Baumfußhöhe, und seiner Höhe
- ein Orthobild des Bestands

Die so generierte Information soll ausreichende Qualität haben um auf Basis der festgestellten Baumhöhen folgendes zu ermöglichen:

- die Verortung jedes einzelnen Baums und die *möglichst präzise* Erfassung seines Holzvolumens, der oberirdischen Biomasse und des Kohlenstoffgehalts
- eine präzise semiautomatisierte Auswahl von Individuen für die Durchforstung, die Züchtung oder andere Zwecke
- eine präzise Standortdifferenzierung
- bei wiederholter Anwendung der Methode, die Erzeugung präziser Ertragstafeln oder Wachstumsmodelle

Im Rahmen dieses Ansatzschemas wurde eine Befliegung über einem ausgewählten Waldbereich durchgeführt, der repräsentativ für die häufigste *Eucalyptus*-Bewirtschaftungssituation in Uruguay ist. Auf der Basis der so gewonnenen Information wurde bei einem Erstermittlungsversuch das folgende Verfahrensschema befolgt (siehe auch das Experimentdiagramm in Kapitel 3.3, Abbildung 38):

1. Stereokorrelation auf Kanälen R, G und B und spätere Zusammenfügung der drei Punktwolken.
2. Interpolation, Erzeugung eines Digitalen Oberflächenmodels (DSMs) und Glättung.
3. Ermittlung der Baumspitzen durch ein auf das DSM angewandtes Lokal-Maxima (LM)-Verfahren.
4. Ableitung der XYZ-Koordinaten aus dem DSM für jedes festgestellte LM und Erzeugung eines GIS-Layers mit jeder Baumspitze im Bestand und ihren Geländekoordinaten.
5. Generierung eines DGMs durch die Interpolation manueller Stereomessungen, die auf stereo-sichtbaren Bodenbereichen innerhalb des Bestands gemacht werden.
6. Normierung der absoluten Baumspitzenkoordinaten bezüglich des DGMs und Erstellung eines neuen GIS-Layers, worin die XYZ-Koordinaten jedes Baums und ihre Höhe repräsentiert sind.

Parallel dazu wurden die Raumkoordinaten aller 281 Baumspitzen eines ausgewählten Geländeabschnitts von einem Operateur durch 3D-Digitalisierung gemessen. Sie dienten als Referenz für die Auswertung der Zwischenergebnisse für die Suche nach den optimalen Parametereinstellungen für die unterschiedlichen Phasen des Verfahrens, sowie für die Auswertung der Endergebnisse.

Um ihre Eignung für diese spezifische Situation zu vergleichen, wurde die Bildzuordnung für die Erzeugung des DSMs und des DGMs sowohl mittels eines *Lokal-Algorithmus*-Modul (LA) als auch

eines *Semi-Global-Matching*-Algorithmus-Modul (SGMA) berechnet (Programm ERDAS IMAGINE 2015). Die Schritte 1 bis 4 wurden daher für beide Zuordnungsmodule durchgeführt.

Die Methode wurde auf der Basis des Einsatzes einer *Mittelformat-Digitalkamera ohne kreiselstabilisierte Plattform* und *ohne integriertes GNSS-IMU-System* entwickelt. Dadurch werden: a) Die Basis-Kosten der Erhebung gesenkt. b) Die Verfügbarkeit der Ausrüstung erleichtert. c) Die Koordination zwischen den Beteiligten flexibler bzw. der Zeitpunkt des Einsatzes anpassungsfähiger. Im Vergleich zu den optimal ausgerüsteten Kameras, stellt die Anwendung eines vergleichbar einfachen Ausrüstungssystems eine Begrenzungen bezüglich der Eignung bzw. der Qualität des generierten Materials dar. Allerdings wird ein ITD-Ansatz, der sich schon mit diesen begrenzten Mitteln als erfolgreich erweist, bei Nutzung besserer Ausstattungen wie einer kreiselstabilisierten Plattform und/oder einem integrierten GNSS-IMU-System noch bessere Ergebnisse liefern. Man würde für ein landesweites Gesamtprojekt selbstverständlich versuchen eine Methode zu optimieren, die bereits mit einfacher Ausstattung zufriedenstellend funktioniert.

Die geplanten Verfahrensschritte und Startkonfigurationen des angewandten Ansatzschemas entsprechen denen, die sich für diese Situation nach den theoretischen Grundlagen und andernorts praktizierten Methoden (s.1.3.2.3.3.1) am geeignetsten erscheinen lassen. Durch nachfolgende empirische Optimierungen wurden jene Probleme behoben, die sich durch Änderungen der Einstellungen bei den unterschiedlichen Schritten beseitigen ließen. Der gerade beschriebene Erstansatz lieferte zunächst nicht zufriedenstellende Ergebnisse. Es erwies sich trotzdem als plausibel bzw. verbesserbar und bildet somit eine entsprechend optimierte Anfangssituation für die Charakterisierung der einwirkenden Hindernisse, die Stellung von Hypothesen zu deren Lösungen, und die Beschaffung der endgültigen Methodik (im Folgenden: *Folgeansatz*).

Die unbefriedigenden Ergebnisse des Erstansatzes sind auf Probleme bei der **Ermittlung und Verortung der Baumspitzen** sowie bei der **DGM-Generierung** zurückzuführen. Sie werden im nachstehend analysiert.

2.1.1 Probleme bei der Ermittlung und Verortung der Baumspitzen

Bei der **Baumermittlung** erreichte das Verfahren eine Trefferquote, die angesichts der angestrebten Genauigkeit nicht akzeptabel ist (Tab.4):

- Bei etlichen Kronen-Punktwolken war die Suchfunktion nicht in der Lage ein Maximum festzustellen. Dadurch wurde auf dem LA-Modell jeder zehnte Baum nicht erkannt. Im Falle des SGMA-Modells war es jeder neunte Baum.
- Ein relativ kleiner Anteil der detektierten Kronen wurden mit mehr als einem LM versehen. Während dies beim SGMA-Modell etwa 3 % der gesamten 281 Bäume betraf, waren es beim LA-Modell weniger als 1 %.
- Eine relativ große Anzahl der generierten LMs befanden sich *zwischen* den Kronen und entsprachen daher keiner Baumspitze. Im Falle der LA-Punktwolken lag der Anteil falscher Baumspitzen bei etwa 10 % aller erzeugten LMs. Dieses Phänomen trat bei der SGMA-Modellierung etwa viermal stärker auf.

	Lokal-Algorithmus		SGM-Algorithmus	
	Anzahl	%	Anzahl	%
Kronen im Gestaltraum	281	100	281	100
Korrekt ermittelte Kronen	253	90	232	82
Nicht erkannte Kronen	25	9	42	15
Mit mehr als 1 LM versehene Kronen	2	1	7	3
LM zwischen Kronen	31	-	111	-

Tabelle 4. Ergebnisse der Baumermittlungsverfahren bei LA- bzw. SGMA-Punktwolken.

Die **Verortung** der Baumspitzen (s. Erstansatzdiagramm in 3.3, Abb.38) zeigte sich ebenfalls mangelhaft. Die Fehler bei der Bestimmung der Z-Koordinaten waren in der Regel größer als das was man für die angewandte 0,11 m Bodenauflösung (*ground sample distance* oder GSD) erwarten könnte (Tab.5).

Widersprüche (m)	Lokal Alg.	SGM-Alg.
Bereich	1,2 bis -2,4	3,8 bis -7,9
Mittelwert	-0,53	-2,37
RMSE	0,68	2,91

Tabelle 5. Ergebnisse der Ermittlung der Baumspitzenhöhe bei LA- bzw. SGMA-Punktwolken.

Die Höhe der Baumspitzen wurde von beiden Ansätzen *systematisch unterschätzt*, wobei dieses Problem beim SGMA-Modell stärker auftrat.
Das hierbei angewandte SGMA-Modul bietet relativ wenig Einstellungsalternativen bei der Bildzuordnung, so dass die Ergebnisse nicht weiter verbessert werden konnten. In dieser Hinsicht erlaubt das verwendete LA-basierte Modul deutlich mehr. Aufgrund der besseren Zwischenergebnisse und der zahlreicheren Optimierungsmöglichkeiten wurde das LA-Modul daher als Standardverfahren für die später aufgestellten Arbeitshypothesen zur Verbesserung dieser Methode ausgewählt. Falls nicht anders erwähnt, beziehe ich mich im Laufe dieser Arbeit in der Regel auf Modelle, die durch Lokal- Algorithmen (LA) generiert wurden.

Diese nicht zufriedenstellenden Ergebnisse bei der Ermittlung und Verortung der Baumspitzen sind in erster Linie auf die räumliche Anordnung der generierten Punktwolken zurückzuführen, die drei Besonderheiten zeigten:

I. Gelegentliche *Punkthaufen im Raum zwischen den Kronen*.

Aufgrund eines früheren Durchforstungseingriffs sind die Kronenränder in diesem Bestand etwa 2 bis 10 m voneinander entfernt. Auf diesen nicht überschirmten Bereichen befindet sich normalerweise Unterwuchs aus Eukalyptusstumpfschösslingen, der wegen der schnellen Wachstumsrate dieser Baumart eine relativ große Höhe erreichen kann. Das Bildzuordnungsprogrammprogramm stellte gelegentlich homologe Punkte ebenfalls auf diesem Laub fest, die eventuell relativ kleine Punkthaufen bildeten (Abb.8), woraus LMs stammen, die keinem der Individuen der zu erfassenden Baumpopulation entsprechen.

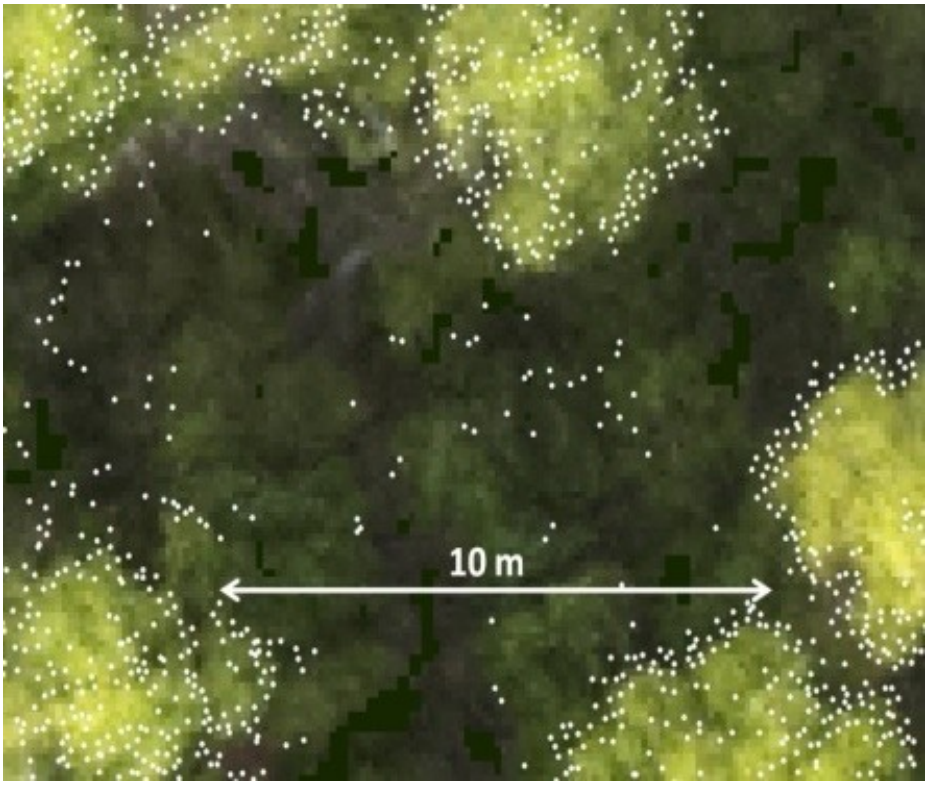


Abbildung 8. Auf dem Unterwuchs bzw. zwischen Kronen (dunkel grün) generierte homologe Punkte.

Andere festgestellte LMs dieser Art stammen ebenfalls aus spärlichen Punkthaufen zwischen Kronen. Bei Stereobetrachtung sieht man allerdings, dass diese Punkte keiner Gestalt im Gelände entsprechen und im Raum zwischen den Kronen schweben.

II. Kronen, die mit so einer *kleinen Anzahl an homologe Punkte* versehen wurden, dass der LM-Suchalgorithmus nicht in der Lage war ein Maxima festzustellen bzw. der Baum bleiben unerkannt.

III. Kronen, die als solche erkannt wurden, aber durch *relativ wenige ungleichmäßig verteilte Punkte* nicht korrekt genug modelliert sind.

Abb.9 zeigt einen Ausschnitt der gesamten stereokorrelierten Punkthaufen mit drei repräsentativen Situationen. Dabei lässt sich eine allgemeine Konzentration der Punkte an der Rändern der Kronen erkennen. Auf dem zentralen Bereich werden die Punkte dagegen spärlich und sind in der Regel nur in der Form von gelegentlichen kurvigen Punktstrecken zu finden.

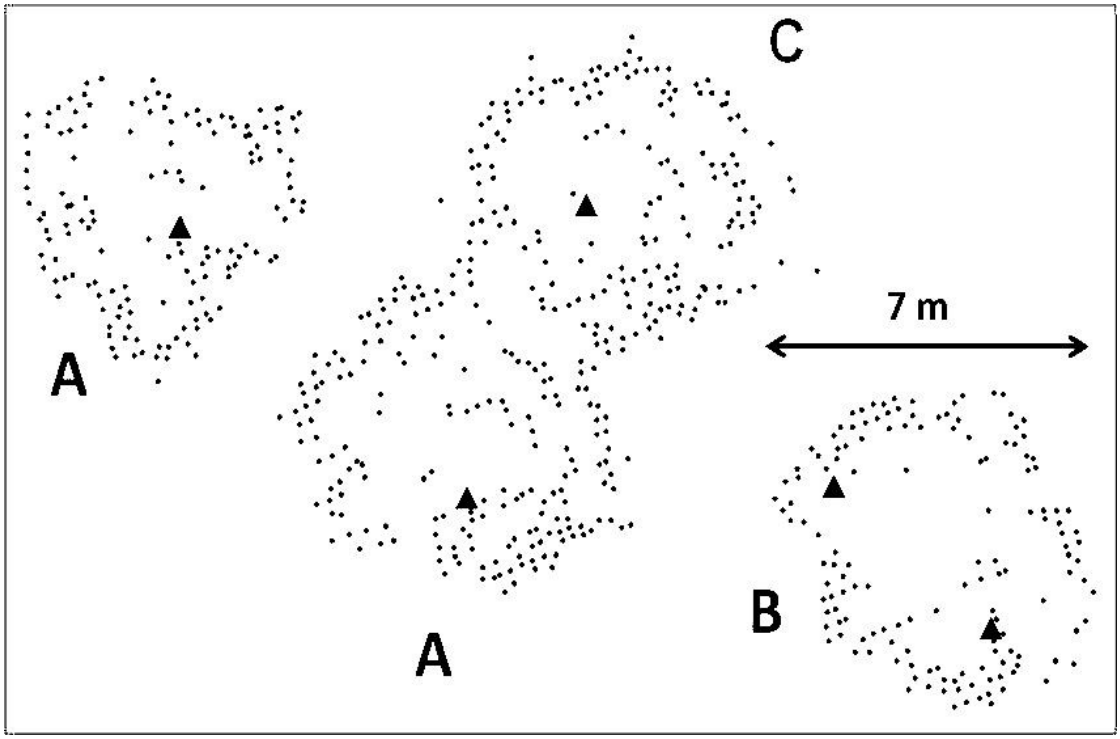


Abbildung 9. Ausschnitt eines Layers mit drei repräsentativen Situationen durch Bildzuordnung bestimmte Kronen-Punktwolken und deren ermittelten LMs (Dreiecke): richtig (C) bzw. fehlerhaft (A) verortetem LM, doppelt markierter Krone (B).

Der **Fall B** entspricht Bäumen, auf denen mehr als ein LM generiert wurde. Das relativ leere Zentrum unterbricht die Kontinuität des Punktwolken-Modells. Das LM-Suchmodul kann dadurch keinen Zusammenhang zwischen den getrennten dichteren Randbereichen der Krone erkennen und interpretiert die Situation als zwei (evtl. auch drei) unterschiedliche Individuen. Die zuvor erwähnten kurvigen Punktstrecken verschärfen gelegentlich das Problem, indem sie eventuell als trennende Grenze zwischen zwei Bereichen innerhalb einer Krone wirken.

Der **Fall A** zeigt LMs, die relativ entfernt vom Kronenzentrum platziert wurden. Diese seitliche Verschiebung in XY ist für einen Teil der schon erwähnten systematischen Unterschätzung des Z-Wertes verantwortlich. Die Abbildung 10 zeigt einen extremen Fall dieser Art, der die Situation gut präsentiert. Dabei wird auf der linken Seite die Punktwolke von oben gezeigt, wo ein relativ leeres Zentrum zu sehen ist. Das Programm konnte aus diesem Grund ein LM erst in einer Entfernung auf der XY-Ebene von etwa 2 m von der manuell gemessenen Baumspitze (Stereomessung) feststellen. Die rechte Seite der Abbildung zeigt die seitliche Darstellung derselben Wolke mit einem skizzierten Kronenprofil. Dabei kann beobachtet werden, dass das so ermittelte LM sich an der Seite der Oberfläche des Kronengewölbezentrums befindet, deren Höhe daher nur niedriger sein kann als die der Baumspitze.

Beim **Fall C** ist der Unterschied zwischen den Lagen des LMs und der Stereomessung auf der XY-Ebene relativ klein. Die Abbildung 11 zeigt allerdings eine relativ häufige Situation, wobei,

aufgrund des Mangels an Punkten auf dem zentralen Bereich der Krone, trotz einer richtigen Verortung in Länge und Breite, liegt das LM tiefer als die Baumspitze.

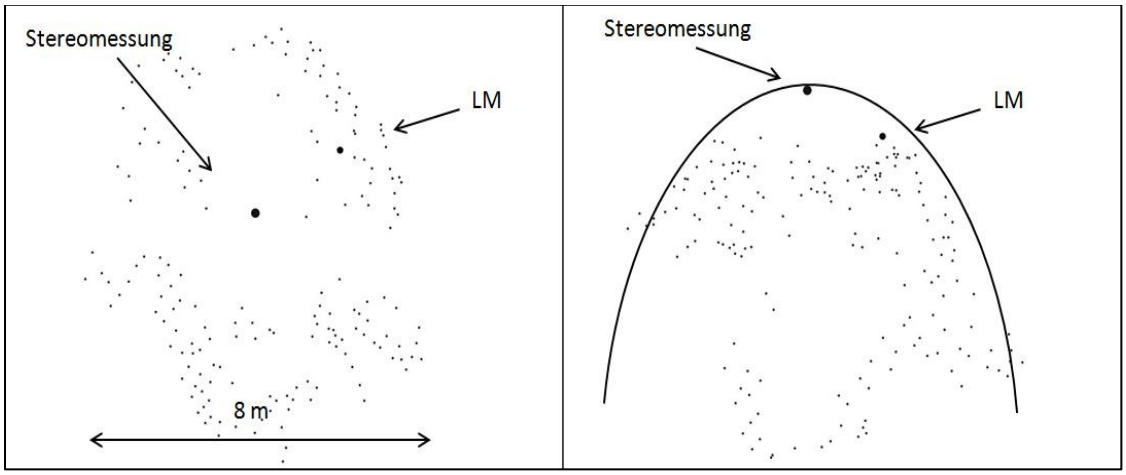


Abbildung 10. Vertikal- (links) und Seitenansicht (rechts) der Punktwolke einer Krone im Untersuchungsgelände mit dem skizzierten Kronengewölbe, der durch Stereomessung bestimmten Baumspitze, und einem seitlich bzw. vertikal verschobenen LM. *Aufgrund der mangelnden Punkte im Kronenzentrum wurde das LM an einer Seite festgestellt, wodurch die Höhe der Baumspitze unterschätzt wurde.*

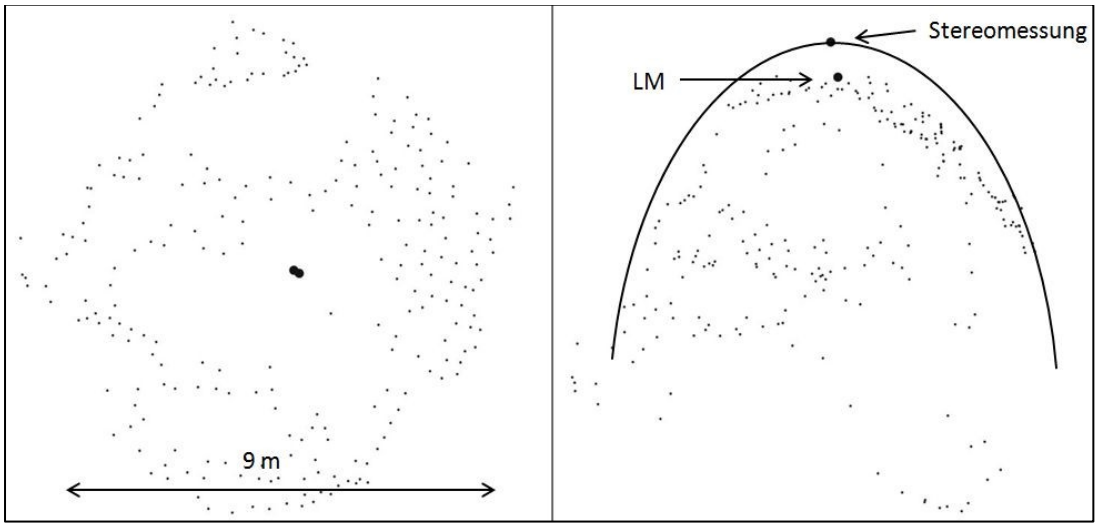


Abbildung 11. Vertikal- (links) und Seitenansicht (rechts) der Punktwolke einer Krone im Untersuchungsgelände mit dem skizzierten Kronengewölbe, der durch Stereomessung bestimmte Baumspitze, und einem vertikal verschobenen LM. *Trotz der wenigen Punkte im zentralen Bereich der Krone wurde das LM in Länge und Breite richtig verortet. Das LM liegt allerdings tiefer als die wirkliche Baumspitze, da die interpolierte Oberfläche aus dem Punkthaufen ebenfalls tiefer liegt.*

Die oben analysierten Schwierigkeiten bei der Ermittlung und Verortung der Baumspitzen resultieren dann aus den *spärlichen und schlecht verteilten Punkte in der Kronen-Punktwolken*.

Die während der ersten Ansatzphase durchgeführte Zusammenfügung der durch Bildzuordnung bestimmten Punkthaufen aus jedem der drei Farbkanäle erlaubte eine bedeutende Verdichtung der Kronen-Punktwolken, *ohne dass die schon optimierten Parametereinstellungen der Stereokorrelation geändert werden mussten*. Diese Steigerung der Anzahl der Punkte war allerdings nicht ausreichend, da bei allen drei Kanälen die erzeugten Punkte im Bereich des Kronenzentrums mangelhaft blieben.

Die unzureichende Dichte und die ungünstige Verteilung der Punkte in den Kronen-Wolken könnten teilweise den im Kap.1.3.2.3.1 beschriebenen Problemen zugeschrieben werden, die die Bildzuordnung bei Kronendächern typischerweise beeinträchtigen können: musterlose Textur, schmale Farbpallete, wenig differenzierbare Formen, sichttote Räume, und sich ändernde Lichtwinkel- und Schattenprojektionen. Eine genauere Analyse der Bilder und die Auswertung der Zwischen- und Endergebnisse deutete allerdings darauf hin, dass im Falle dieses Kronendachs, die Bildzuordnung durch zwei charakteristische Merkmale des *Eucalyptus grandis* zusätzlich beeinträchtigt wurde: ihre **Subkronenstruktur** und die **rasenartige Kronenfläche**.

2.1.1.1 Subkronenstruktur

Die Kronen dieses Bestands sind aus mehreren sparsam geästeten Zweigen gestaltet, die in relativ kugelförmigen etwa 1 bis 3 m breiten Laubhaufen enden. Diese Kugel-Zweige sind räumlich gut definiert und von einander klar getrennt, was eine ausgeprägte Subkronenstruktur in Erscheinung treten lässt (Abb.12).

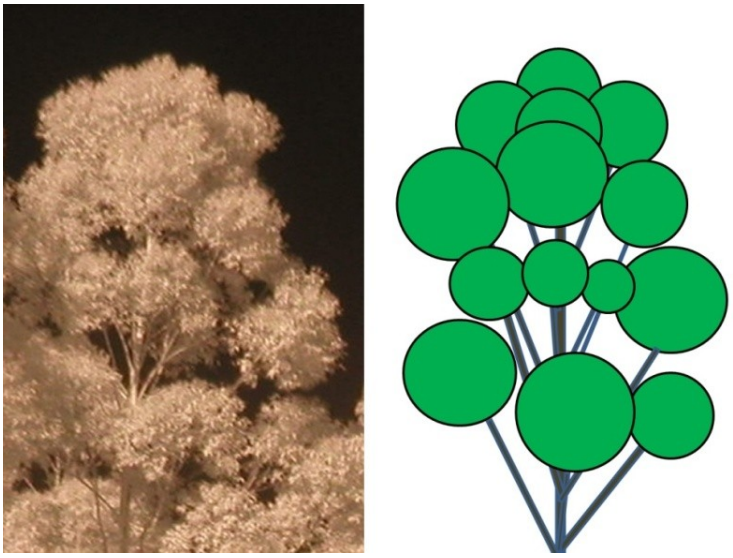


Abbildung 12. Seitliche NIR-Aufnahme einer für den Versuchsbestand repräsentativen Krone (links) und Skizzierung ihrer Subkronen-Struktur (rechts) (Aufnahme des Autors).

Aus der Luft macht sich dieses Merkmal ebenfalls bemerkbar, wobei auch unterschiedliche Schlussgrade der Subkronen zu erkennen sind. Während sie bei manchen Exemplaren im Versuchsbestand relativ dicht zueinander stehen (Abb.13 rechts oben), zeigen andere Bäume einen vergleichsweise mittleren Schlussgrad (Abb.13 links oben) oder eine lockere Einordnung mit reichlichem Raum zwischen den Laubblattsphären (Abb.13 Zentrum oben).

Abbildung 13. Bäume im Untersuchungsgelände mit unterschiedlichem Schlussgrad ihrer Subkronen. *Die Oberflächen der einzigen Baumkronen zeigen wenig Kontinuität und werden daher vom Programmmodul gelegentlich zwei oder mehr unterschiedliche Kronen eingeordnet.*

Neben den photogrammetrisch sichttoten Räumen, die diese Aggregat-Architektur auf der Kronenfläche erzeugt, verursachen diese sphärischen Strukturen ein weiteres Phänomen, das die räumliche Anordnung der bei der Bildzuordnung gewonnenen Punkte beeinflusst. Wie auf Abb.14 zu erkennen ist, wird die Mehrheit der homologen Punkte an den Kronenrändern erzeugt.

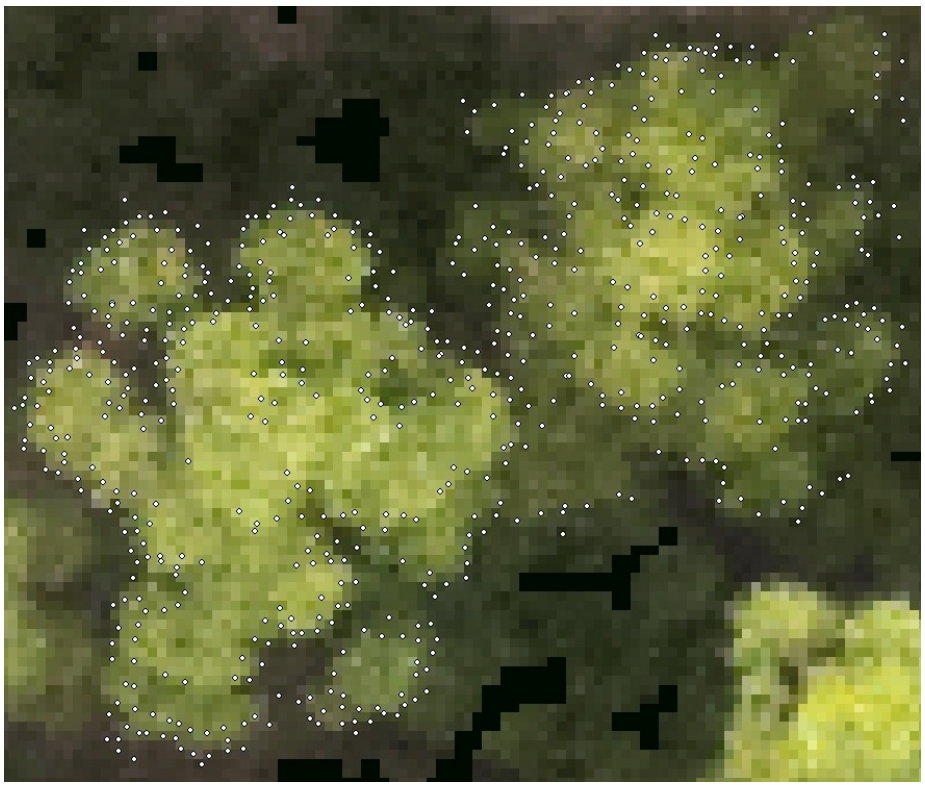


Abbildung 14. Typische Verteilung der durch Bildzuordnung bestimmten Punkte auf zwei Kronen. *Während auf den zentralen Bereichen der Kronen relativ wenige Zuordnungen stattfinden, konzentrieren sich die generierten Punkte überwiegend auf den Kronen- und Subkronenrändern.*

Dies sollte bei der Modellierung eines Kronendachs in der Regel erwartet werden (*Hirschmugl et al., 2007; Korpella et al., 2006*), da der Grauwert-Kontrast zwischen Laub und Boden höher als woanders auf der Kronenfläche ist. Im Falle dieses Bestands generieren allerdings auch die leeren Räume zwischen den Subkronen Schattenbereiche, die mit den Rändern der Laubsphären kontrastieren. Durch die Subkronenränder entstehen somit zusätzliche kontrastreiche Gebiete, die bei der Stereokorrelation **die beobachteten kurvigen Punktstrecken innerhalb der Kronenfläche erzeugen und dadurch für Kronen mit zwei LMs teilweise verantwortlich sind** (Abb.14). Die Intensität dieses Phänomens variiert je nach Position in der Krone. Auf den unteren Kronenebenen wirkt sich die allgemeine Schattierung intensiver als auf den oberen Ebenen. Die direkte Beleuchtung aus dem Himmel nimmt allerdings auf den unteren Kronenebenen nicht zu stark ab und die Laubsphären bleiben immer noch relativ gut von oben belichtet. Aus diesem Grund tritt der beschriebene Randeffekt stärker bei den Subkronen auf, die sich in der Nähe des Kronenrands bzw. auf den unteren Bereichen der Krone befinden. Somit werden an der Peripherie der Krone- Gestalt bzw. in den unteren Bereichen deutlich mehr Punkte an den Subkronenrändern korreliert als auf den zentralen bzw. höheren Bereichen der Krone.

2.1.1.2 Rasenartige Kronenfläche

Bei den Arten der *Eucalyptus*-Gattung, die in Uruguay angepflanzt wurden (*E. grandis* und *E. globulus*), geht es um wasserstresstolerante Bäume, die an Regionen mit trockenen Perioden und starker Sonneneinstrahlung angepasst sind. Zwei der Anpassungsstrategien worauf diese Toleranz beruht (*Larcher, 2003. S.29, 48, Florence, 2007. S.84-85 u.95*), basieren auf: **a)** einem senkrechten Hängen der Blätter, wobei die besonders starke Mittagseinstrahlung und ihre darauf basierende Erhitzung vermieden und morgens- bzw. nachmittags die gemäßigte Einstrahlung ausgenutzt wird (Abb.15), und **b)** einer geringeren gesamten Blattfläche der Krone im Verhältnis zur ihrer Projektionsfläche auf dem Boden (Blattflächenindex oder *Leaf Area Index*), die durch ein relativ spärliches Laub im Vergleich zu anderen Baumarten verursacht wird (Abb.16).

Abbildung 15. *Eucalyptus grandis* typische hängende Blätter*. Aufgrund ihrer Lage bietet das Blatt der Kamera in der Luft eine minimale Oberfläche.*

Wenige Blätter, die zusätzlich aufgrund ihrer räumlichen Orientierung der Luftbildkamera eine minimale Reflexion- bzw. Absorptionsfläche anbieten, gestalten eine relativ durchsichtige bzw. *transparente Laubstruktur.* Auch wenn die Situation hierbei etwas übertrieben wird, liefert ein lokaler Spruch in der La-Plata-Region eine gute Schilderung dieses Phänomens: "*El Eucalyptus no da sombra al mediodía*" (Der *Eucalyptus* bietet mittags keinen Schatten). Aus der Perspektive der überfliegenden Kamera können somit diese Art von Kronen als Strukturen betrachtet werden, die aus diskontinuierlichen lückenreichen Laubschichten bestehen. Je nach Lage des Aufnahmegeräts können dadurch dann Blätter und Äste im Inneren des Kronenschlusses sichtbar oder auch versteckt bleiben.

Abbildung 16. Typisch dünn beblätterte *Eucalyptus grandis*-Kronen. *Diese durchsichtige lückenreiche Laubstruktur verschärft die klassischen Probleme, die bei der Bildzuordnung in Kronendächern zu erwarten sind.*

Im Falle eines Waldes, dessen Kronendach die gerade beschriebene Transparenz nicht zeigt, werden auf dem Bildpaar grundsätzlich Laub-und Zweigsegmente dargestellt, die sich *auf* der Kronenfläche - und nicht *im Inneren*- der Krone befinden. Aus diesem Grund sind auf den Abbildungen eines Stereopaars hierbei in der Regel Unterschiede bei der relativen *Entfernung* zwischen den abgebildeten Elementen zu finden (Abb.17 links). Bei einem relativ transparenten *Eucalyptus*-Kronendach wie dem dieses Experiments, werden die Unterschiede zwischen den zwei Abbildungen dagegen nicht nur von den Laub-und Zweigsegmenten auf der Kronenfläche sondern auch aus unterschiedlichen Tiefenebenen des Kroneninneren bestimmt. Durch den gemeinsamen Effekt der Transparenz und der Perspektivänderung variieren dann von einem Bild zum nächsten nicht nur die *Entfernung* zwischen den abgebildeten Kronenteilen sondern auch ihre relative *Einordnung* zueinander (Abb.17 rechts). Zusätzlich ändert sich eventuell ebenfalls, welche Teile der Krone vor der Kamera sichtbar bzw. versteckt bleiben.

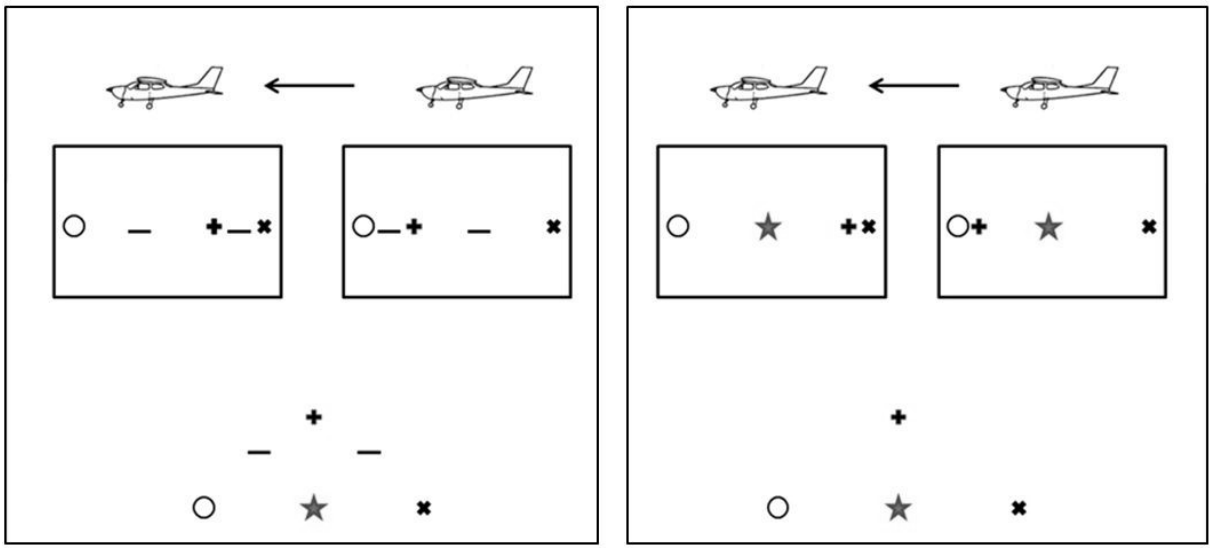


Abbildung 17. Skizzierung des Effekts der Transparenz der Krone auf die 2D-Darstellung im Stereopaar. Links eine nicht-transparente und rechts eine transparente Kronenfläche. *Die nicht transparente Krone bietet eine kontinuierliche Oberfläche. Das Kroneninnere bleibt somit nicht sichtbar und die differenzierbaren Elemente auf der Kronenfläche ändern lediglich ihre Entfernung zueinander, aber nicht ihre relative Reihenfolge. Bei transparenten Kronen werden dagegen Elemente aus dem Kroneninneren sichtbar. Auf dem Stereopaar ändert sich somit sowohl die Entfernung als auch die Reihenfolge der abgebildeten Kronenelemente.*

Die Transparenz der *Eucalyptus* Kronen erzeugt somit eine Art *Verrühren* der Kronenfläche gestaltenden Bildelemente von einer Aufnahme des Paares zur nächsten, die *den musterlosen Charakter ihrer mosaikartigen Textur* verstärkt (Abb.18).

Abbildung 18. Musterlose mosaikartige Textur auf einem etwa 4,5 m x 3 m großen Ausschnitt einer *Eucalyptus grandis* -Krone.

Das Zusammenwirken dieser besonderen Art von Textur mit dem *Mangel an klar definierten bzw. differenzierbaren Strukturen* geben bei Betrachtung den subjektiven Eindruck, keine bestimmte Gestalt aus dem Objektraum bzw. kein bestimmtes Muster zu repräsentieren. Die Oberfläche wird dann eventuell lediglich von Rändern der Subkronen unterbrochen (Abb.19). Auf dem Stereopaar wirkt es so, dass ein beliebiger Kronenteil Ähnlichkeit nicht nur zu seinem entsprechenden Abbildungsschnitt auf dem zweiten Bild zeigt, sondern auch zu den (nicht entsprechenden) benachbarten Bereichen rund um ihn. **Dadurch wird die Differenzierung bzw. die Erkennung einer beliebigen Stelle der Kronenfläche auf beiden Bildern des Paares erschwert**, was die niedrige Erfolgsquote bei der Bildzuordnung erklärt.

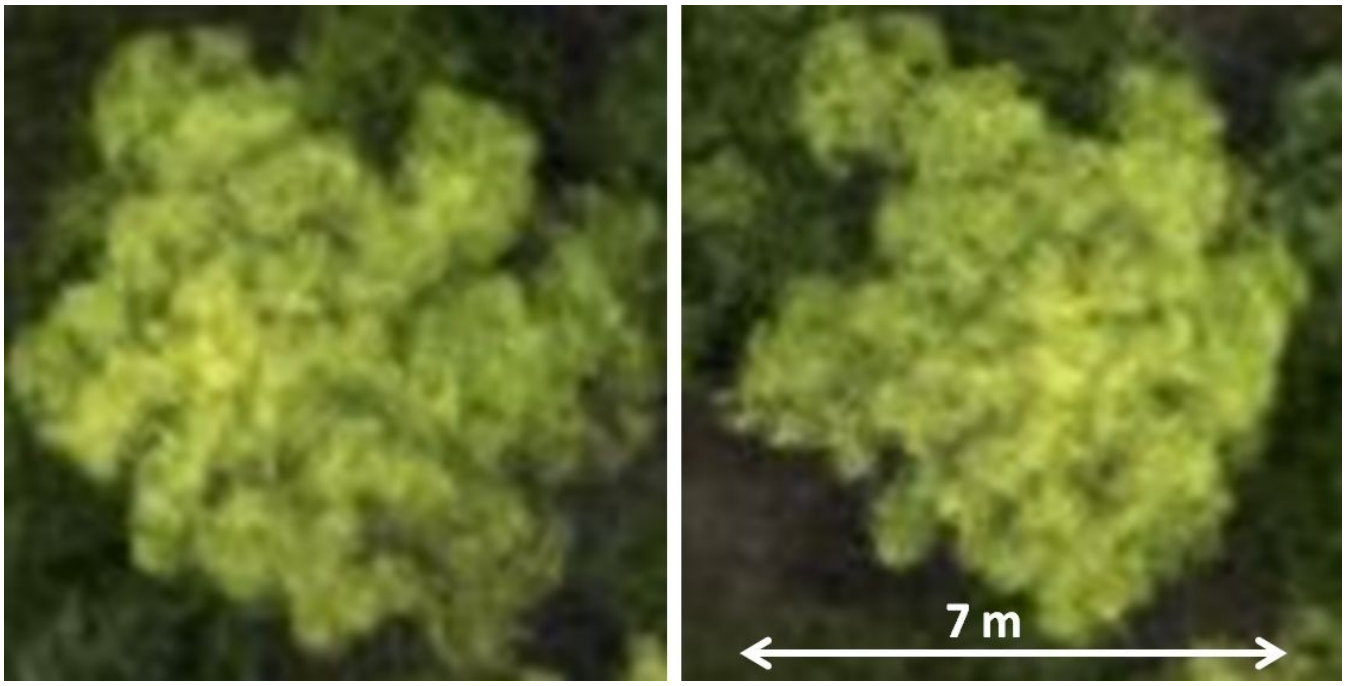


Abbildung 19. Rasenartige Fläche auf zwei Abbildungen derselben *Eucalyptus grandis*-Krone im Untersuchungsgelände. *Die Erkennung homologer Stellen im Stereopaar wird durch diese Art von Oberfläche beeinträchtigt.*

2.1.2 Probleme bei der Generierung des DGMs

Der Boden wird in der Regel von Unterwuchs oder anderen Pflanzen bedeckt und nur an wenigen Orten des Untersuchungsgeländes war ein Bodenausschnitt auf mehr als einem Bild des Stereopaars sichtbar. Die Mehrheit der sonst stereosichtbaren Bodenbereiche waren entweder zu dunkel oder zu kontrastarm um messbare Stellen auf beiden Aufnahmen differenzieren zu können. **Die Orte innerhalb des Bestands, die die nötigen Stereomessungen erlaubten, waren somit unzureichend für eine zufriedenstellende Modellierung der Geländeoberfläche bzw. die Generierung eines DGMs.**

2.2 Ziele und Arbeitshypothesen

2.2.1 Ziele

Ziele dieser Arbeit sind:

I. Die Entwicklung von Lösungen zur

   a. Verbesserung der Punktdichte im zentralen Bereich der Kronen um:
      i. die Gesamtheit der Bäume ermitteln zu können
      ii. doppelte LMs in einer einzelnen Krone zu verhindern
      iii. den Z-Wert der Baumspitzen zufriedenstellend zu ermitteln
   b. Beseitigung der falschen LMs zwischen den Kronen
   c. Generierung eines zufriedenstellend präzisen DGMs unter den zuvor beschriebenen Umständen die bei den typischen *Eucalyptus*-Beständen im Land anwendbar sein sollen.

II. Die gefundenen Probleme gründlich zu analysieren und ihre eventuell gefundenen Lösungen präzis genug zu bestimmen, um eine eventuelle Anpassung der Methode an andere vergleichbare Bestände zu ermöglichen.

2.2.2 Beobachtungen und Hypothesen

Aus verschiedenen Beobachtungen aus dem ersten angewandten Ansatzschema sind drei Arbeitshypothesen entstanden und in Erwägung gezogen worden.

2.2.2.1 Hypothese I: DGM aus der 1968-Befliegung

In Uruguay wurde 1968 das Land mit stereoskopisch deckenden Luftbildern komplett beflogen. Zu dieser Zeit wurde in der Region ausschließlich geackert bzw. Viehzucht getrieben. Die Bilder zeigen eine baumlose Fläche mit kurzen (intensiv beweideten) Gräsern bzw. gerade gepflügtem Boden. **Diese Bilder bieten im Prinzip die Möglichkeit, die Bodenfläche des heutigen Bestands räumlich zu modellieren.**
Es wird versucht mit diesem Material ein DGM zu generieren, das ausreichende Präzision für die Zwecke dieser Arbeit bietet.

Die Umsetzung dieser Hypothese wird im Kap. 3.5 mit einer Analyse der Ergebnisse dargestellt.

2.2.2.2 Hypothese II: Maskierung zur Beseitigung der LMs zwischen Kronen und an den Kronenrändern

Die beobachteten LMs zwischen Kronen und die fehldeutbaren Punktverdichtungen an den Kronenrändern könnten eventuell durch die Nutzung von Masken behoben werden.

Die Landschaft innerhalb des Versuchsbestands kann drei Hauptkomponenten zugeordnet werden, die die gesamte Grauwertpalette der Bilder abdecken: Boden, Kronen und Unterwuchs (Abb.20).

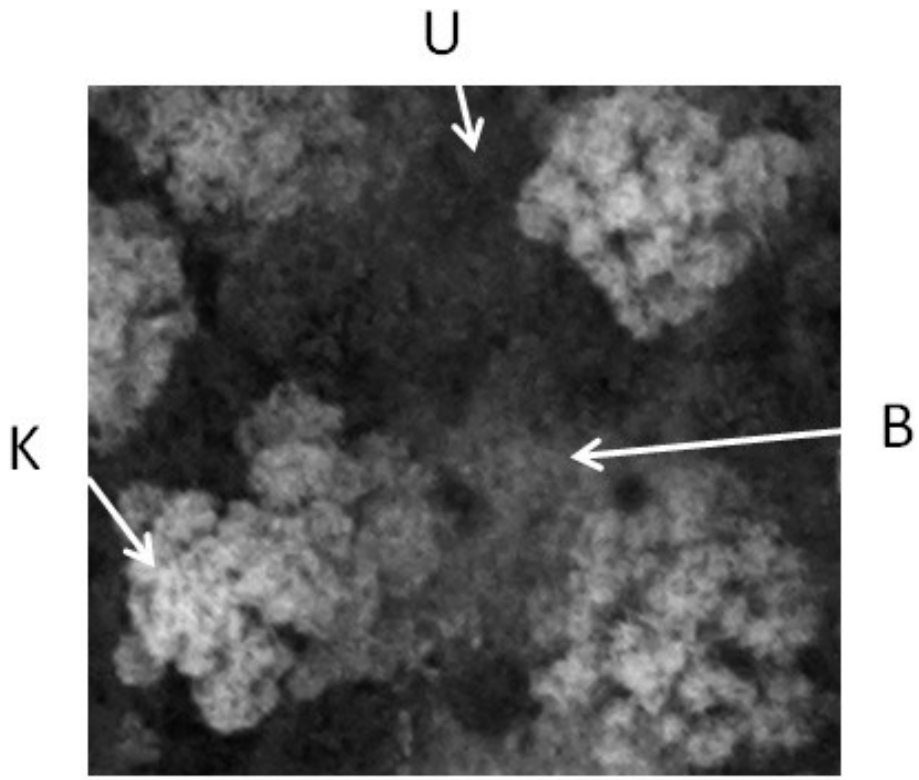


Abbildung 20. Graustufen-Darstellung eines RGB-Bildausschnittes mit Kronen (K), Boden (B) und Unterwuchs (U). *Die radiometrische Unterscheidung zwischen den hellen Kronen und dem dunklen Unterwuchs ist deutlich. Zwischen Kronen und Boden ist die Trennung allerdings nicht möglich.*

Es wurde allerdings festgestellt, dass in diesem Fall eine direkte Anwendung der Schwellwert-Methode (s.1.1.2) auf den RGB-Bildern die Kronen vom Rest der Landschaft nicht zufriedenstellend trennen kann. Grund dafür ist es, dass an vielen Stellen Kronen und Boden ähnliche Grauwerte zeigen bzw. radiometrisch nicht differenzierbar sind. Tabelle 6 stellt die beobachteten Pixelgrauwerte aus einer Stichprobe auf der Graustufen-Darstellung des RGB-Bildes, wobei Messungen auf jedem der drei Landschaftselemente durchgeführt wurden.

Landschaftselement	Beobachteter Grauwert	
	$\bar{x}$	Variationsbreite
Kronen	129	70 - 184
Boden	84	45 - 180
Unterwuchs	34	11 - 61

Tabelle 6. Mittelwert und Variationsbreite der beobachteten Grauwerte der verschiedenen Landschaftselemente bei der Graustufen-Darstellung (n = 137). *Kronen und Boden zeigen unterschiedliche Mittelwerte aber teilen ein gemeinsames Grauwertintervall. Kronen und Unterwuchs sind radiometrisch komplett getrennt. Unterwuchs- und Bodenabbildungen überschneiden sich innerhalb eines schmalen Grauwertintervalls unterhalb des Wertes 61.*

Darauf lässt sich erkennen, dass der Unterwuchs kein gemeinsames Grauwertintervall mit Kronen teilt. Seine radiometrische Absonderung vom Rest der Landschaft durch die Schwellwert-Methode wäre im Prinzip möglich. Im Falle der Kronen wäre eine Trennung vom Boden allerdings nicht möglich, da trotz des relativ großen Unterschieds zwischen ihren Mittelwerten, überschneiden sich manche Pixel beider Landschaftselemente im Grauwertbereich 70 bis 180. Auf der Abbildung 20 lässt sich der graduelle radiometrische Übergang zwischen Kronen (hell bis mittel Grau) und Boden (mittel Grau) von den klarer dargestellten Grenzen zwischen Kronen und Unterwuchs (dunkel Grau) bzw. Unterwuchs und Boden differenzieren. Die radiometrische Überschneidung der drei Landschaftselemente verhindert somit eine saubere Trennung der Kronen auf der Basis ihrer Grauwerte.
Eine weitere eventuelle Grauwertdifferenzierungsquelle bietet allerdings die Reflexion jedes individuellen Kanals an. Abb.21 zeigt denselben Bildausschnitt auf dem R-, G- bzw. B-Kanal. *Innerhalb jedes Kanals* bleibt das Ausmaß der Reflexionsunterschiede zu gering um eine radiometrische Trennung der Kronen zu erreichen, was für die Graustufen-Darstellung des RGB-Bildes ebenfalls beobachtet wurde.

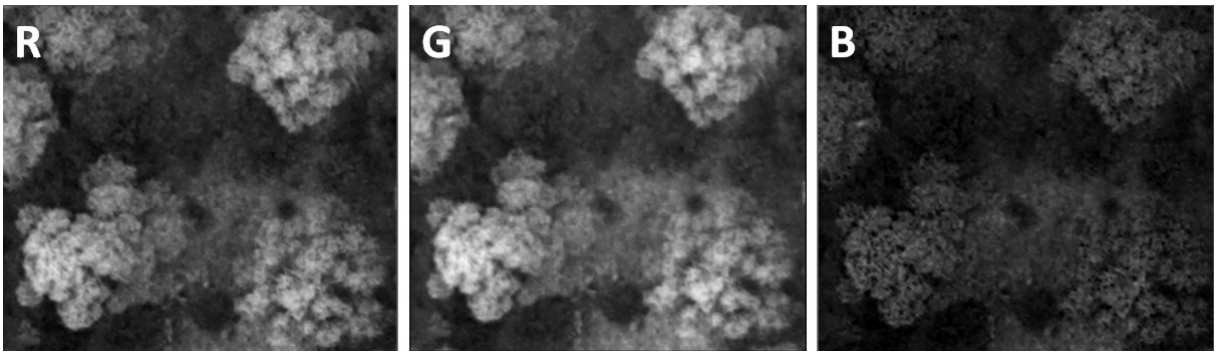


Abbildung 21. Graustufen-Darstellung desselben Bildausschnittes mit Kronen, Boden und Unterwuchs auf dem R- (links), G- (mittel) und B-Kanal (rechts).

Zwischen den Kanälen gibt es allerdings Unterschiede zwischen den Reflexionsverhältnissen der Elemente. Während sowohl bei R als auch bei G die Reihenfolge Krone > Boden > Unterwuchs bei der Reflexionsvermögen beobachtet wurde, konnte beim Kanal B die Reihenfolge Boden > Krone > Unterwuchs festgestellt werden (Tab.7).

Landschaftselement	Grauwert		
	R	G	B
Kronen	158	170	62
Boden	100	92	65
Unterwuchs	38	45	22

Tabelle 7. Beobachteten R-, G- und B-Reflexionswerte für Kronen, Boden und Unterwuchs bei ihrer RGB-Darstellung (n=137*). Die drei Elemente zeigen unterschiedliche Reflektionsvermögendaten in jedem der drei Kanäle, was eine zusätzliche Variationsquelle für eine mögliche radiometrische Absonderung der Kronen darstellt.*

Aus den einzelnen Kanälen lassen sich durch arithmetische Operationen radiometrische Transformationen durchführen, wobei Ratiobilder (*Albertz, 2013. S.113*) erzeugt werden, die dieselbe Geometrie, aber neue radiometrische Verhältnisse zeigen (*Albertz, 2013. S.112-116; Chen, 2014; Chuvieco, 2020. S.243-255*). Die Arbeitshypothese II besagt, dass auf der Basis der gerade beschriebenen Unterschiede zwischen den Reflexionsmustern **eine Kombination von Transformationen bzw. Ratiobildern gesucht werden kann, die eine radiometrische Trennung der Kronenflächen vom Rest der Landschaft (i.e. Boden + Unterwuchs) erleichtert.** Ob es möglich ist, und welche Art von Operationen und in welcher Reihenfolge angewendet werden sollten, muss empirisch ermittelt werden.
Aus den erzeugten Ratiobildern sollen durch Anwendung der *Schwellwerttechnik* Bilder entstehen, in denen die Kronenflächen (weiß) vom Rest der Landschaft (schwarz) getrennt sind. Diese Bilder werden dann zur Erzeugung eines *binären Orthophotomosaiks* der gesamten Waldfläche verwendet, für deren projektive Entzerrung ein DSM aus den RGB-Bildern benutzt wird. Ein binäres *Orthophotomosaik* soll auf dieser Basis generiert werden, wobei die Kronenflächen den Grauwert 1 und der Rest der Landschaft den Grauwert 0 annehmen.
Die durch automatische Bildzuordnung generierte Punktwolke der gesamten Waldfläche wird nachfolgend mit dem *Orthophotomosaik* multipliziert, so dass alle zugeordneten Punkte beseitigt werden, die den Kronenflächen nicht entsprechen. Dadurch wird die eventuelle **Generierung von LMs zwischen Kronen verhindert.** Während der Trennung mittels der Schwellwert-Technik werden die in der Regel dunkleren Kronenränder nicht als Kronen erkannt bzw. dem Pixelwert 0 zugewiesen. Dabei werden die schon beschriebenen **Punktverdichtungen auf den Kronenrändern bzw. zahlreiche doppelte LMs eliminiert.**

Die Umsetzung dieser Hypothese wird im Kap. 3.4.1 dargestellt und ihre Ergebnisse werden analysiert.

2.2.2.3 Hypothese III: Verbesserung der Modellierung der Baumkronen durch Bildzuordnung auf der Basis von *zufallsbezogener* Ähnlichkeit

Wie in 2.1.1 erwähnt, ist für eine Verbesserung der Ermittlung und Verortung der Baumspitzen eine entsprechende Verbesserung der 3D-Modellierung durch eine Verdichtung der Punkthaufen im zentralen Bereich der Kronenflächen nötig. Eine Erhöhung der Anzahl an zugeordneten Punkten ist durch eine Senkung des angewandten Schwellwerts des K.K. direkt zu erreichen. Der beim Erstansatz angewandte K.K.-Schwellwert von 0,70 bietet relativ viel Raum für weitere Erniedrigungen der Korrelationsanforderungen. Diese Option wurde allerdings bei der Optimierung des Erstansatzes aus den folgenden Gründen ausgeschlossen:

- Bei Bildzuordnungen wird in der Regel ein K.K.-Schwellwert von 0,75 bis 0,70 als eine untere Grenze betrachtet, da bei niedrigeren Korrelationsanforderungen als diese, die Erzeugung von fehlerhaft zugeordneten Punkten zu erwarten ist. Nach der Erfahrung anderer Forscher liegt diese untere Korrelationsgrenze sogar bei 0,50 (*Jacobsen, K., 2021. Persönliche Mitteilung)*. Bei Oberflächen mit mosaikartigen Texturen und wenig differenzierbaren Strukturen wie beim Kronendach dieses Experiments, sollten die durch niedrige K.K.-Schwellwerte generierten Zuordnungen in der Regel fehlerhaft sein.

- Weitere Senkung des angewandten Schwellwerts des K.K. würden einen Anstieg der Generierung von falschen Baumspitzen zwischen Kronen bzw. Kronen mit mehreren Baumspitzen verursachen.

Die Anwendung der binären Maske, die die Hypothese II vorschlägt, soll allerdings die eventuell generierten Punkte an den Kronenrändern und zwischen Kronen ausschließen. Der einzige Grund um niedrigere K.K.-Schwellwerte nicht anzuwenden bliebe dann, dass die dabei generierten Punkte fehlerhaft zugeordnet sind. Um das Problem genauer zu betrachten und eine Lösung dafür zu finden, wurden eine Reihe von Stereokorrelationen mit K.K.-Schwellwerten bis herab zu 0,1 durchgeführt. Anders als erwartet, *zeigten die dabei generierten Punktwolken eine relativ gute räumliche Anpassung an die Form der Baumkronen*: Die auf diese Weise zusätzlich zugeordneten Punkte waren, wie erwartet, vorwiegend nicht korrekt und lagen nicht genau auf der Kronenfläche sondern schweben leicht oberhalb oder unterhalb von ihr. Die Abweichungen der Punkte bezüglich ihrer richtigen Positionen waren allerdings überraschend gering, wodurch diese hypsometrisch falsch zugeordneten aber richtig lokalisierten Punkte der Kronenfläche in der Regel räumlich entsprechen. Diese relativ gute allgemeine Anpassung von Wolken aus „fehlerhaften Punkten“ an ihre Kronengestalten setzt voraus, dass sich die Versetzungen der einzelnen Zuordnungen im Prinzip *innerhalb eines begrenzten Abweichungsraums halten* und *keine systematische Abweichung bzw. Schräge zeigen*. Dieses Phänomen wird durch die im Folgenden vorgestellten Beobachtungen und Versuche analysiert und klargestellt. Sie begründen ebenfalls die Arbeitshypothese III, die am Ende des Kapitels dargelegt wird.

2.2.2.3.1 *Formbezogene* und *zufallsbezogene* Ähnlichkeit bzw. Übereinstimmung

Bei einer flächenbasierten automatischen Bildzuordnung versucht man Objekte im Gelände durch den Vergleich von Sub-Matrizen der Stereobilder einander zuzuordnen. Objekträume mit gut definierten Formen und glatten Flächen erzeugen auf den Abbildungen klar differenzierbare Gestalten, die unter diesen Umständen für die Übereinstimmungen zwischen Bildern verantwortlich sind. Es kann daher in diesem Fall von einer **formbezogenen Ähnlichkeit** bzw. **Übereinstimmung** gesprochen werden.
Diese Art von Übereinstimmung ist vor allem bei Objekträumen zu finden, die überwiegend aus Strukturen mit klar definierten Objekten bestehen, wie z.B. Städten. Dabei werden normalerweise K.K.-Schwellwerte zwischen etwa 0,9 und 0,75 erreicht und als Schwellwert angewendet und die erzeugten Zuordnungen sind vorwiegend eindeutig und korrekt. Bei einem idealen Bildpaar dieser Art, mit ausschließlich glatten Texturen und gut begrenzten bzw. differenzierbaren Formen, sollte erwartet werden, dass aufgrund der hohen formbezogenen Ähnlichkeit auch unter den relativ hohen Korrelationsanforderungen eine zufriedenstellende Anzahl an Punkten erzeugt wird. Je nach Landschaftsart sollten bei K.K.-Schwellwerten unter 0,75 bis 0,50 immer weniger oder keine zusätzlichen Punkte erzeugt werden, da der Mangel an Variabilität auf der Abbildung aufgrund der gut definierten Formen und der glatten Texturen keine Nuancen anbietet, die weitere Übereistimmungsmöglichkeiten erlauben.

Auf der Gegenseite dieser Art von Objekträumen stehen Szenarien mit Oberflächen, auf denen keine Struktur differenzierbar ist und die keine glatten, sondern mosaikartige Texturen zeigen. Ein gutes

Beispiel davon bietet die Wasserfläche eines 400 m² Stausees auf dem Untersuchungsgelände (Abb.22).

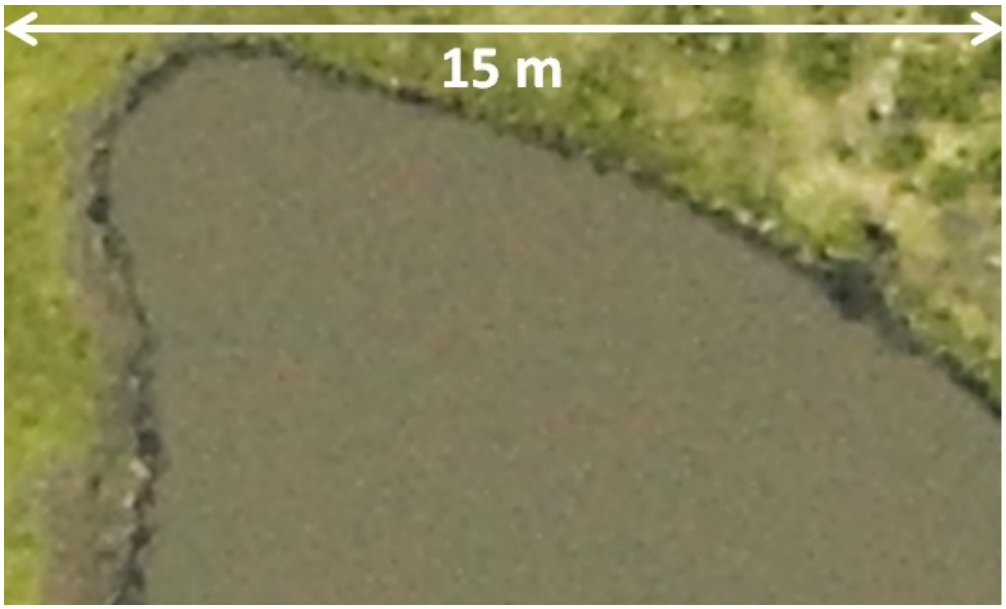


Abbildung 22. Ausschnitt der Oberfläche des Stausees im Untersuchungsgelände. *Die mosaikartige strukturlose Oberfläche ist komplett flach und zeigt einen konstanten Z-Wert.*

Dabei geht es um dunkle wenig transparente stille Gewässer deren Grauwertvariabilität aus dem Bildrauschen und den Reflexionen des gleichmäßig bedeckten Himmels stammt. Auf der Wasserfläche ist keine Gestalt zu differenzieren und die Pixel nehmen hierbei eine musterlose zufällige Anordnung, wobei jedes von denen im Prinzip einen beliebigen Grauwert innerhalb des vorhandenen Grauwertintervalls hat (Abb.23). Dadurch wird eine homogene Verteilung der radiometrischen Variabilität bzw. eine allgemeine Ähnlichkeit entlang der gesamten Wasserfläche erzeugt. Diese Verteilung der Variabilität erinnert an die bei einem Rasenfeld. Flächen dieser Art werden aus diesem Grund im Laufe dieser Arbeit als *rasenartig* bezeichnet.

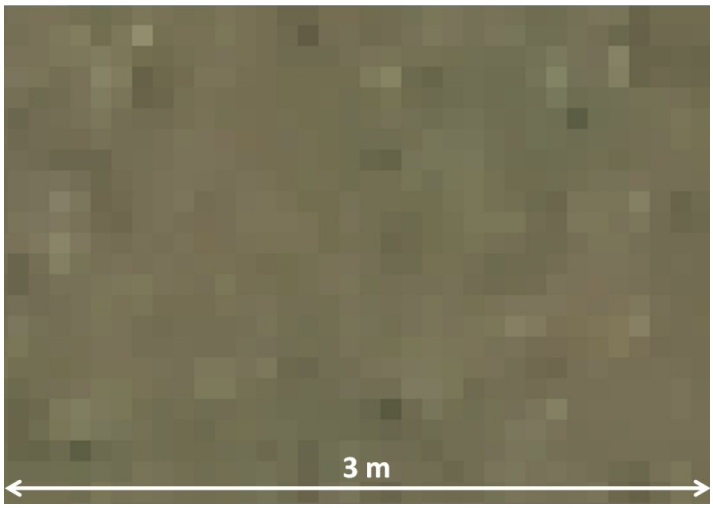


Abbildung 23. Rasenartige Oberfläche des Stausees.

Lokal-Algorithmen-basierte Bildzuordnungsmodule suchen Korrespondenz zwischen Pixel-Arrangements auf einem festgestellten Suchsegment der epipolaren Linie (s. 1.3.2.1.2). Bei formbezogenen Oberflächen wird die Zuordnungsstelle dort auf der Suchstrecke festgestellt, wo die Form eines Objekts auf den zwei Suchfenstern die Übereinstimmung bestimmt. Im Falle der zufälligen Anordnungen der rasenartigen Flächen, wie der oben beschriebenen, gibt es keine Gestalt in dem Objektraum, die die Platzierung der Übereinstimmung auf dem Suchsegment beeinflusst. Sie wird durch Zufall bestimmt und die Zuordnungen können somit theoretisch auf jeden beliebigen Platz entlang der erwähnten Suchstrecke stattfinden. Es kann daher in diesem Fall von einer **zufallsbezogenen Ähnlichkeit** bzw. **Übereinstimmung** gesprochen werden, die sich in Korrelationskoeffizienten unterhalb des Schwellwertes ausdrückt.

Im Gegensatz zu Oberflächen mit formbezogener Ähnlichkeit, soll bei der Stereokorrelation auf einer theoretisch perfekt rasenartigen Fläche erwartet werden, dass:

- bei Anwendung höher K.K.-Schwellwerte keine oder extrem wenige Punkte generiert werden, da sie keine differenzierbaren Gestalten für die Übereinstimmung anbieten.
- bei niedrigeren Schwellwerten des K.K. mehr Punkte erzeugt werden, da die Wahrscheinlichkeit steigt, dass die sinkenden Korrelationsanforderungen von den zufälligen Anordnungen erfüllt werden.
- die generierten Punkte in der Regel nicht korrekt liegen, da sie sich nicht auf eine bestimmte Stelle im Objektraum beziehen, die auf beiden Abbildung präzis erkannt wurde, sondern auf zufallsbedingten Übereinstimmungen.
- die erwarteten räumlichen Streuungen der Fehlpunkte bezüglich ihrer richtigen Lagekoordinaten keine systematische Verzerrung bzw. Schräge zeigen und ihre algebraische Summe zu Null tendiert, da sie zufallsbedingt verteilt sind.

Der zuvor beschriebene Stausee bietet geeignete Bedingungen, um diese Annahmen zu überprüfen, da er eine fast perfekte rasenartige Fläche auf einer konstanten Höhe zeigt, die durch Stereomessung einfach zu ermitteln ist. Dies ermöglicht einen sicheren Referenzwert für die räumliche Analyse der Verteilung der Punkte. Zu diesem Zweck wurde der im Folgenden vorgestellte Versuch durchgeführt. Dabei wurde ein 346 m^2 Ausschnitt der oben beschriebenen Wasserfläche mit unterschiedlichen K.K. -Schwellwerten stereokorreliert. Der Z-Wert des Wasserpegels wurde mittels Stereomessung festgestellt. Abb.24 zeigt Seitenansichten von Punktwolken der Bildzuordnung mit sechs unterschiedlichen Schwellwerten des K.K.. Die horizontale Linie entspricht dem manuell gemessenen Wasserpegel. Die K.K.-Schwellwerte zwischen 0,9 und 0,75, die bei den Stereokorrelationen in bebauten Gebieten benutzt werden, erzeugen in diesem Fall extrem wenige Zuordnungen. Bei einem Schwellwert des K.K. von 0,60 wurde eine Dichte von lediglich 0,3 Punkte/m^2 erreicht. Erst bei Anwendung eines K.K.-Schwellwerts von 0,45 konnte 1 Punkt/m^2 erzeugt werden. Weitere Senkungen des angewandten K.K.-Schwellwerts ließen die Anzahl der Zuordnungen weiter wachsen bis zu einem Schwellwert des K.K. von 0,10, wodurch 2,9 Punkte/m^2 generiert wurden.
Die Mehrheit dieser zugeordneten Punkte ist erwartungsgemäß fehlerhaft. Sie streuen relativ gleichmäßig ohne erkennbares Verzerrungsmuster und ohne starke Verdichtung in der Nähe des Wasserpegels bzw. des Zielobjekts. Hierdurch lässt sich die Zufallskomponente der Stereokorrelation erkennen. Diese Streuung findet innerhalb einer relativ breiten Spannweite statt und macht somit den Punkthaufen wenig präzis. Die Punktwolken wurden interpoliert um die Oberfläche zu modellieren. Die Interpolation wurde so durchgeführt, dass bei der Berechnung jeder Stelle des DSMs alle Punkte beteiligt waren und zwar mit demselben Gewicht. Somit wurde der Z-Wert des generierten DSMs ein Durchschnitt aller zugeordneten Punkte innerhalb der Wolke. Die Ergebnisse

aus den unterschiedlichen Punkthaufen sind auf der Tab.8 dargestellt, wobei man erkennen kann, dass sie keinen bedeutenden Unterschied zu dem manuell festgestellten Z-Wert des Wasserpegels zeigen.

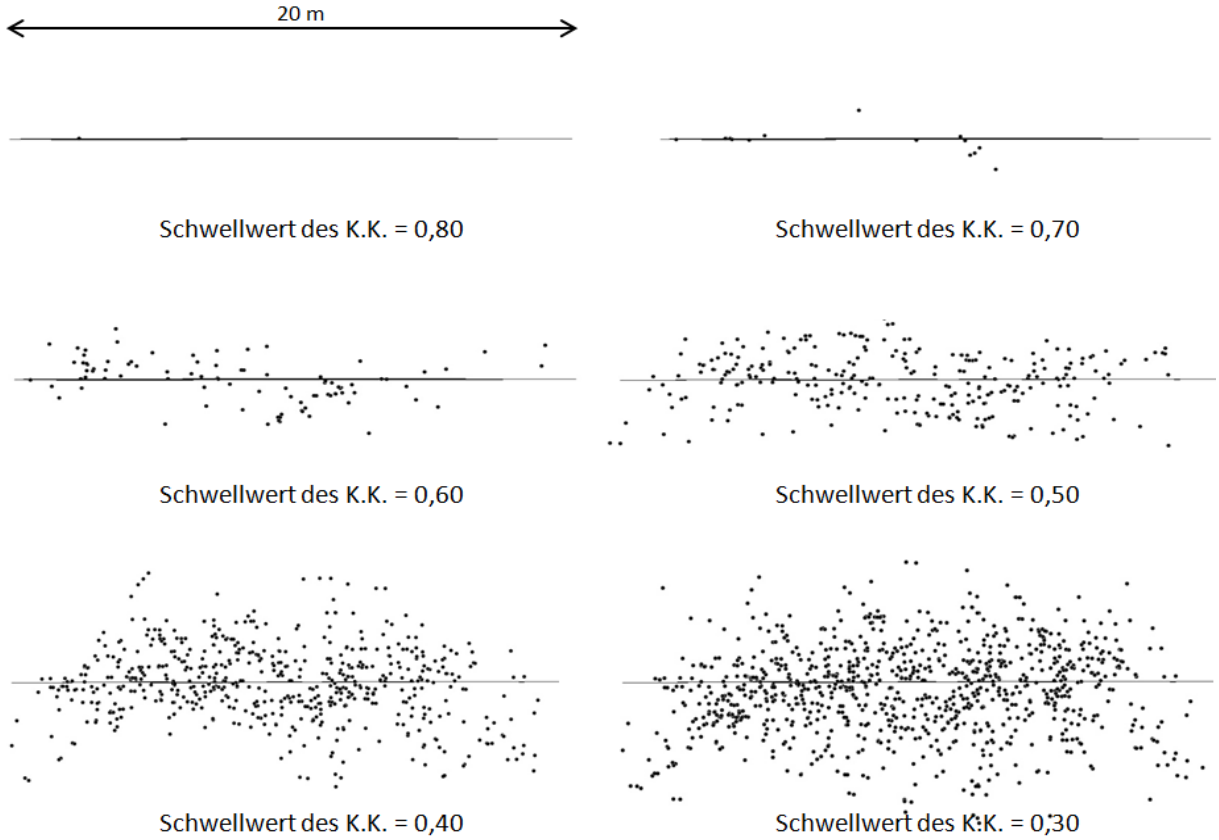


Abbildung 24. Punktwolken der Bildzuordnung mit unterschiedlichen Schwellwerten des Korrelationskoeffizienten auf einer Seeoberfläche (horizontale Linie) mit 300 m² des Untersuchungsgebietes. *Durch ihren konstanten Z-Wert lässt die Wasserfläche die räumliche Anordnung der zufallsbezogenen stereokorrelierten Punkte genauer analysierten als im Falle der Baumkronen. Die üblich angewandten K.K.-Schwellwerte erzeugen bei dieser Art von Oberflächen korrekterweise fast keine Punkte. Extrem niedrige K.K.-Schwellwerte generieren dagegen erwartungsgemäß zahlreiche Punkte. Die Höhen sind zufällig verteilt und zeigen keinen systematischen Fehler. Aufgrund dieser zufälligen Verteilung der Fehler um den richtigen Z-Wert wird die Wasserfläche durch die Interpolation der Punke korrekt modelliert. Der Z-Wert der somit generierten horizontalen Linie stimmt überein mit dem gemessenen Z-Wert der Wasserfläche.*

Angewandter Schwellwert des K.K	0,10	0,20	0,30	0,40	0,50	0,60	Stereomessung
Z-Wert Wasserpegel (m)	92,30	92,01	92,22	92,23	92,20	91,90	92,10

Tabelle 8. Z-Wert der Wasserfläche bei DSM aus Stereokorrelationen mit unterschiedlichen Schwellenwerte Korrelationskoeffizienten und Z-Wert aus einer Stereomessung.

Diese Übereinstimmung deutet auf den zufallsbedingten Ursprung der Fehler hin: *die räumlichen Abweichungen der Punkte bezüglich der Zielfläche kompensieren sich, ihre algebraische Summe tendiert gegen Null und es gibt keinen erkennbaren systematischen Fehler.*

Die zwei gerade beschriebenen Arten von Ähnlichkeiten wirken sich mit unterschiedlicher Intensität auf die unterschiedlichen Flächentypen aus. Wie schon erwähnt, soll bei einer Intensivierung des rasenartigen Charakters der zu korrelierenden Flächen dann in der Regel erwartet werden, dass:
a) die formbezogene Ähnlichkeit abnimmt und die Anzahl der richtig stereokorrelierten Punkte sinkt
b) die zufallsbezogene Ähnlichkeit zunimmt und die Anzahl der fehlerhaft stereokorrelierten Punkte steigt.

Auf den unterschiedlichen Landschafttypen sind normalerweise diverse Arten von Objekten zu finden. Aus diesem Grund zeigen Objekträume in der Regel selten lediglich einen der oben erwähnten Ähnlichkeitstypen, sondern eine Kombination von beiden in unterschiedlichen Verhältnissen. Es sollte daher erwartet werden, dass die Ähnlichkeitsintervalle jeder Art von Übereinstimmung sich auf Übergangsbereichen überschneiden, wo Punkte aus den zwei Quellen generiert werden. Bei der Bildzuordnung einer bestimmten Fläche können daher unterschiedliche charakteristische Übereinstimmungsintervalle mit zufallsbezogenen und formbezogenen Zuordnungen in unterschiedlichen Verhältnissen festgestellt werden.

Diese Annahmen werden Anhand des im Folgenden vorgestellten Versuchs anschaulich gemacht. Dabei wurde die Bildzuordnung mit vier unterschiedlichen Flächenarten aus dem erhobenen Gelände verglichen, die sich durch ihre Texturen und den Auftritt von differenzierbaren Formen unterscheiden bzw. unterschiedliche Grade von formbezogener und zufallsbezogener Ähnlichkeit zeigen (Tab.9).

Oberfläche	Differenzierbare Formen	Mosaik-Textur
Wasserfläche	keine	sehr hoch
Eucalyptus-Krone	niedrig	hoch
Pinus-Krone	mittel	mittel
Boden mit Gesteinen	hoch	niedrig

Tabelle 9. Auftritt von definierten Formen und Mosaik-Textur bei den Abbildungen von drei unterschiedlichen Flächenarten auf dem beflogenen Gelände.

Eine Reihe von Bildzuordnungen mit einem Schwellwert des K.K. von 0,10 bis 0,90 in 0,05-Intervallen wurde für jede der vier Flächenarten durchgeführt. Die Anzahl bzw. Dichte der generierten Punkte wurde bei jedem angewandten Koeffizient festgestellt (Abb.25). Die Richtigkeit der Punkte wurde durch 3D-Darstellung im Stereopaar visuell beurteilt, da präzise manuelle Messungen um ein repräsentatives Referenz-Kronenmodell zu schaffen, aufgrund der schon beschriebenen Besonderheiten dieser Art von Oberfläche nicht möglich waren. Eine Ausnahme bilden die Baumspitzen und etliche Subkronenränder, deren Lagen auf der Krone in der Regel besser erkennbar sind. Diese Art von Kontrolle ist weder hoch präzis noch systematisch, und bleibt von den Fähigkeiten

und der Subjektivität des Operateurs abhängig. Eine genauere Quantifizierung der Wirkung des Rasen-Fläche-Effekts auf die Stereokorrelation lässt sich aus diesem Grund nicht erreichen.

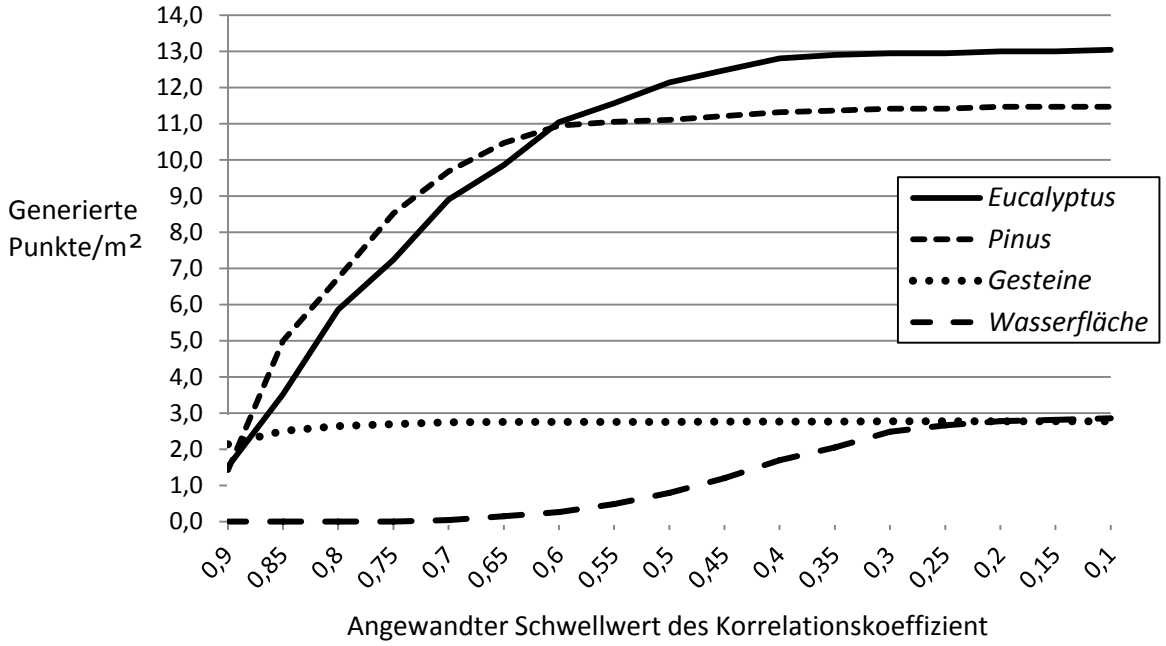


Abbildung 25. Anzahl der generierten Punkte pro Quadratmeter bei der Stereokorrelation durch unterschiedliche Schwellwerte des Korrelationskoeffizienten auf vier unterschiedlichen Landschaftstypen. *Bei Böden mit Gesteinen findet fast ausschließlich formbezogene Bildzuordnung statt, so dass die maximale Anzahl an Punkte schon durch einen hohen Schwellwert des K.K. erreicht wird und niedrigere Schwellwerte des K.K. keine zusätzlichen Punkte generieren. Die Wasserfläche zeigt dagegen ausschließlich zufallsbezogene Ähnlichkeit. Die Zuordnungen finden daher erst bei niedrigen Schwellwerten der Korrelationsanforderungen (0,65) statt und ihre Anzahl nimmt mit weiteren Senkungen des K.K.-Schwellwerts zu. Eucalyptus und Pinus zeigen beide Arten von Ähnlichkeiten bzw. Bildzuordnungen, aber in unterschiedlichen Verhältnissen. Die Strukturen bei Pinus-Kronen sind besser definiert als bei Eucalyptus, aufgrund dessen bei hohen Schwellwerten des K.K. die Koniferen durch formbezogene Bildzuordnung mehr Punkte generieren. Eucalyptus zeigt seinerseits eine ausgeprägtere Mosaiktextur als Pinus und generiert somit bei niedrigen K.K.-Schwellwerten mehr Übereinstimmungen.*

Die Ergebnisse des Versuchs stimmen mit den Erwartungen der zuvor beschriebenen Annahmen überein. Das Diagramm in Abb.25 zeigt, dass die Kurve der Schwellwertabhängigkeit des Stereokorrelation der Wasserfläche den in 2.2.2.3.1 beschriebenen Beobachtungen bezüglich der rasenartigen Flächen entspricht: der Mangel an differenzierbaren Formen verhindert bei höhen Schwellwerten des K.K. jede formbezogene Übereinstimmung. Bei sinkenden Korrelationsanforderungen werden über die zufällige Anordnungen Übereinstimmungen erzeugt.

Auf dem **Gesteins-Bereich** sind mindestens 0,5 m breite rote Felsen zu finden. Sie sind semi-begraben und ragen aus einer Oberfläche teils aus kurzem grünen Gras, teils aus kalkreichem weißen Sedimenten hervor (Abb.26).

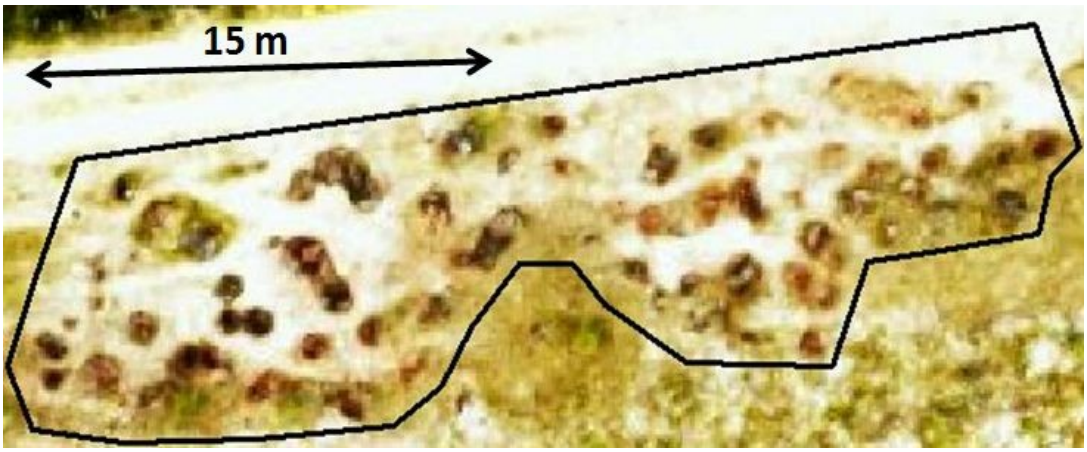


Abbildung 26. Gesteins-Bereich (innerhalb des Polygons) aus auftauchenden semibegrabenen Felsen auf einer Gras- und Kalk-Sedimentoberfläche. *Die Felsen zeigen relativ gut definierten Konturen und einen akzeptablen Kontrast zum Boden.*

Diese Lage bietet dadurch fast ausschließlich gut differenzierbare Formen mit klar sichtbaren Grenzen, die mit einem relativ glatten Hintergrund gut kontrastieren und bildet somit die umgekehrte Situation, als sie die Wasserfläche darstellt. Die aleatorische Ähnlichkeit ist in diesem Fall niedrig bzw. unbedeutend. Die Erkennung der entsprechenden Stelle auf beiden Bildern des Paares basiert hierbei fast ausschließlich auf formbezogener Ähnlichkeit. Die einzelnen Zuordnungen sind daher eindeutig und die überwiegende Mehrheit der dabei generierten Punkte korrekt (Abb.27). Abb.25 zeigt, dass die maximale Anzahl der generierten Punkte schon bei einem hohen Schwellwert des K.K. (0,85) erreicht wird und, dass bei der Anwendung von Schwellwerten unter 0,8 praktisch keine zusätzlichen Punkte gewonnen werden, aber auch keine Fehlzuweisungen erfolgen.

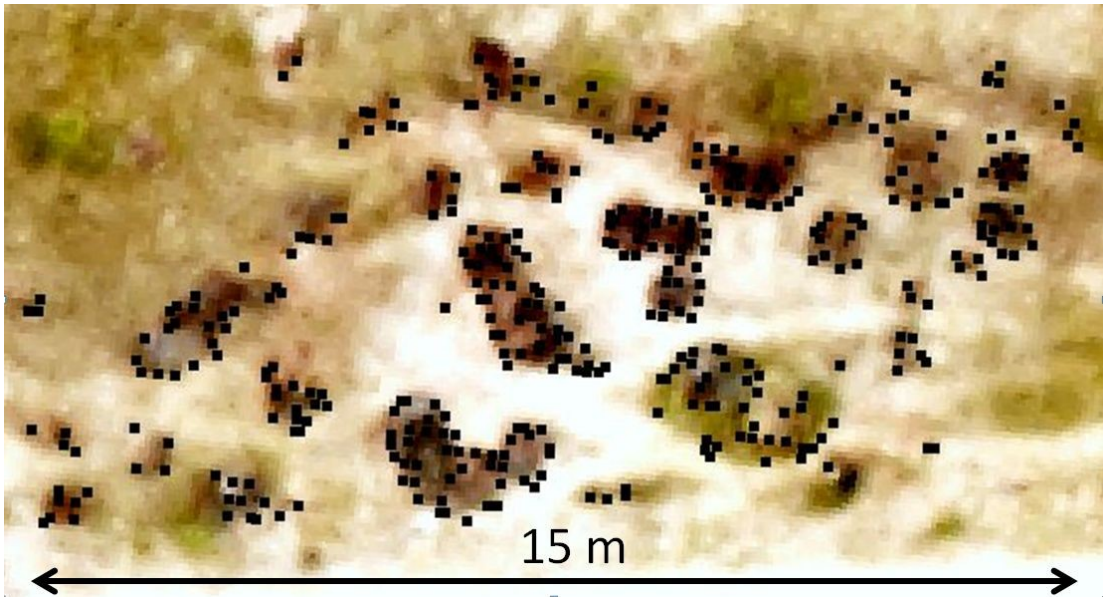


Abbildung 27. Typische Verteilung der generierten Punkte bei der Stereokorrelation auf dem Gesteins-Bereich. *Die Übereinstimmungen bei der Bildzuordnung konzentrieren sich an den kontraststarken Rändern der Felsen.*

Die niedrige zufallsbezogene Ähnlichkeit zwischen den zwei Bildern verhindert in diesem Fall fehlerhafte Zuordnungen. Sie erklärt teilweise die niedrige Anzahl an generierten Punkten im Vergleich zu *Pinus* und *Eucalyptus*, sowie die Tatsache, dass diese Menge der generierten Punkte praktisch konstant geblieben ist, unabhängig vom angewandten K.K-Schwellwert.

***Eucalyptus* Kronen** stellen eine dazwischenliegende Situation dar, wobei man weder von einer kompletten rasenartigen Fläche noch von klar definierten Gestalten auf einer gut kontrastierenden Oberfläche sprechen kann. Zwei Elemente auf ihren Abbildungen sind für die Stereokorrelation relevant: Ränder der Kronen und Subkronen, und die Bereiche dazwischen (s. 2.1.1, Abb.8 und 14). Die Oberflächen zwischen Subkronengrenzen zeigen den zuvor beschriebenen rasenartigen Charakter und bilden daher eine Quelle von zufallsbezogener Übereinstimmung. Die Ränder der Kronen und Subkronen, dagegen, sind der Ursprung von formbezogener Übereinstimmung. Abb.28 zeigt die Punktwolken einer repräsentativen Krone, die durch Anwendung unterschiedlicher K.K.-Schwellwerte generiert wurden.

.

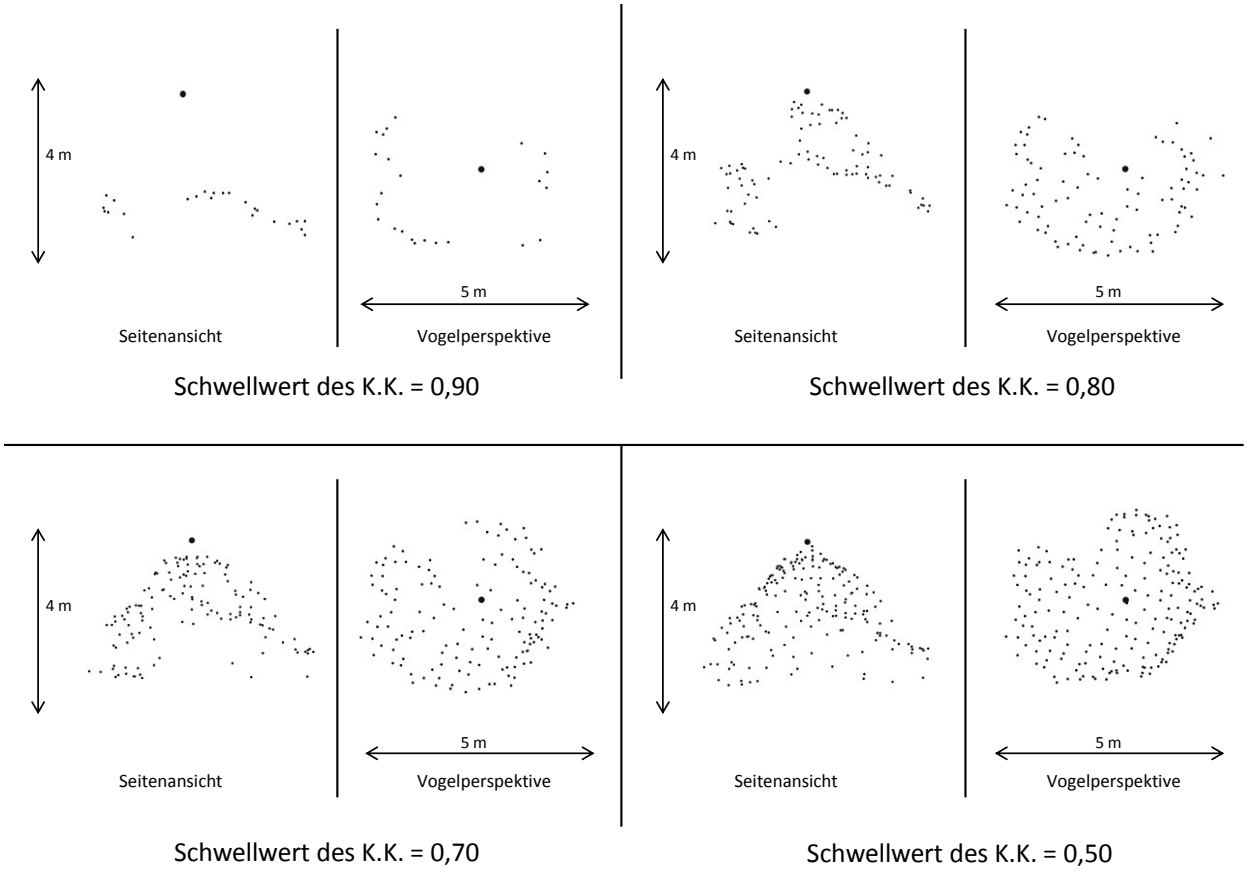


Abbildung 28. Punktwolken einer Eucalyptus-Krone berechnet mit unterschiedlichen Schwellwerten des Korrelationskoeffizienten. Der große Punkt entspricht der manuell stereogemessenen Baumspitze. *Häufig gewählte Schwellwerte des K.K. (z.B. 0,80) erzeugen eine unzureichende Anzahl an Punkten. Niedrige K.K-Schwellwerte (z.B. 0,50) generieren deutlich mehr Punkte, die überraschend gut die Gestalt der Krone modellieren.*

Mittels eines K.K.-Schwellwerts von 0,90 (oben links) werden Zuordnungen ausschließlich an den Kronenrändern generiert. Sinkt der Schwellwert des K.K auf 0,80 (oben rechts) werden dann zusätzliche Punkte an den Subkronenrändern erzeugt. Eine Visualisierung in 3D auf dem Stereopaar zeigt, dass die hierbei einwirkende formbezogenen Übereinstimmung Punkte generiert, die auf der Kronenfläche richtig liegen. Bei einer weiteren Senkung des K.K.- Schwellwerts auf 0,70 (unten links) sind Zuordnungen auf den zentralen rasenartigen Bereichen der Subkronen bzw. der Krone zu finden, die teilweise auf zufallsbezogene Übereinstimmungen zurückzuführen sind. Weitere Senkungen des Schwellwertes (unten rechts) erzeugten eine größere Anzahl dieser Art von Punkten. Unter einem Schwellwert des K.K. von 0,35 wurden keine zusätzlichen Punkte erzeugt, da trotz der niedrigen Korrelationsanforderungen alle Übereinstimmungsmöglichkeiten bereits erschöpft sind (Abb.25). Auf derselben Abbildung ist erkennbar, dass die zufallsbezogene (K.K.-Schwellwert unter 0,75) und die formbezogene Übereinstimmung jeweils etwa die Hälfte der Zuordnungen (13 Punkte/m^2) generierten

Der Rasen-Fläche-Charakter der Textur bei ***Pinus eliotii*-Kronen** ist weniger ausgeprägt als bei *Eucalyptus*. Darauf sind zudem Strukturen zu erkennen, die mehrfach kleiner als die Subkronen des *Eucalyptus* sind, und keine kugelartige sondern eine relativ eckige Gestalt zeigen, die sie klar definierbar und besser differenzierbar machen (Abb.29).

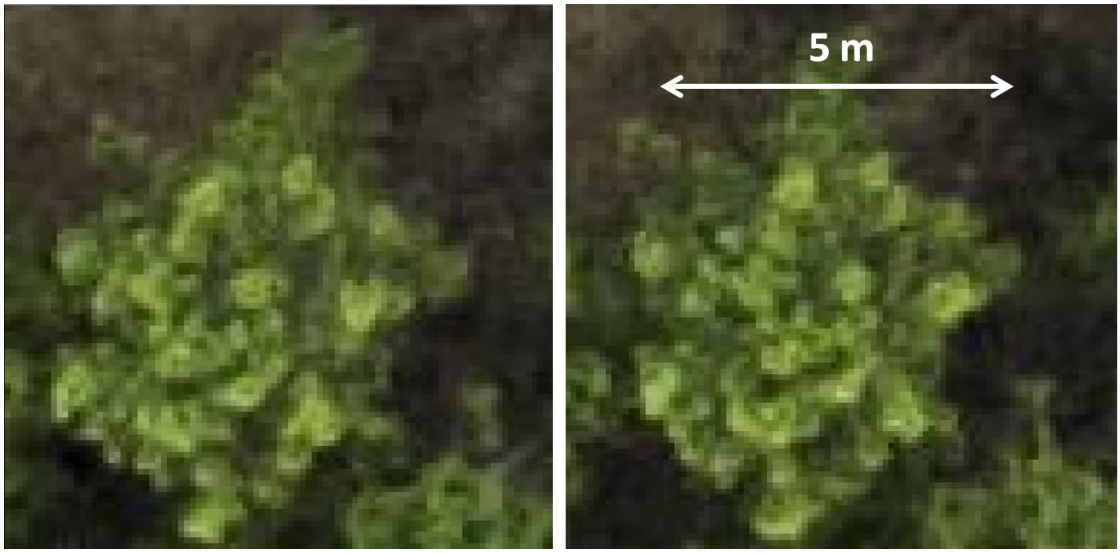


Abbildung 29. Abbildung einer *Pinus eliotii*-Krone auf beiden Bildern des Stereopaars*. Die Strukturen, die die Krone gestalten, sind klarer definiert als bei Eucalyptus und die rasenartige Textur nicht so ausgeprägt.*

Die formbezogene Ähnlichkeit ist hierbei daher höher und die zufallsbezogene Ähnlichkeit niedriger als bei *Eucalyptus*. Bei K.K.-Schwellwerten von 0,8 und höher, bei denen die Mehrheit der Zuordnungen bei beiden Baumarten im Prinzip korrekt sind, werden bei *Pinus* mehr Punkte generiert. Die Rolle der besser definierten Formen auf der Kronenfläche und der glatteren Textur bei *Pinus* lassen sich allerdings nicht nur an der höheren Anzahl der richtig zugeordneten Punkte erkennen, sondern auch an ihrer Verteilung: Während der zentrale Bereich der Kronenfläche des *Eucalyptus* praktisch leer bleibt (Abb.30 links), ist fast die gesamte *Pinus*-Krone relativ gut mit Punkten bedeckt (Abb.30 rechts). Durch Schwellwerte des K.K. zwischen etwa 0,8 und 0,6 nimmt die Anzahl der nicht

korrekten Zuordnungen zu, die vor allem auf aleatorische Ähnlichkeit zurückzuführen sind. Die Steigung der Kurve innerhalb dieses Intervalls veranschaulicht die deutliche Antwort auf die Senkung der angewandten Schwellwerte, die bei beiden Baumarten ähnlich ist. Nichtdestotrotz, aufgrund seiner höheren formbezogenen Ähnlichkeit, ist der Anteil der korrekten Zuordnungen innerhalb dieses Intervalls bei *Pinus* höher als bei *Eucalyptus*. Die weiteren Senkungen der K.K-Schwellwerte unter 0,6 generieren bei *Pinus* praktisch keine zusätzlichen Punkte. Während die höhere aleatorische Ähnlichkeit bei den *Eucalyptus*-Kronen bei niedrig werdenden Korrelationsanforderungen bis zu Schwellwerten von 0,35 immer noch Übereinstimmungsmöglichkeiten bietet bzw. weitere Punkte erzeugt, setzen die klarer definierten Formen und die wenig rasenartig ausgeprägte Textur bei *Pinus* eine frühere Grenze dafür.

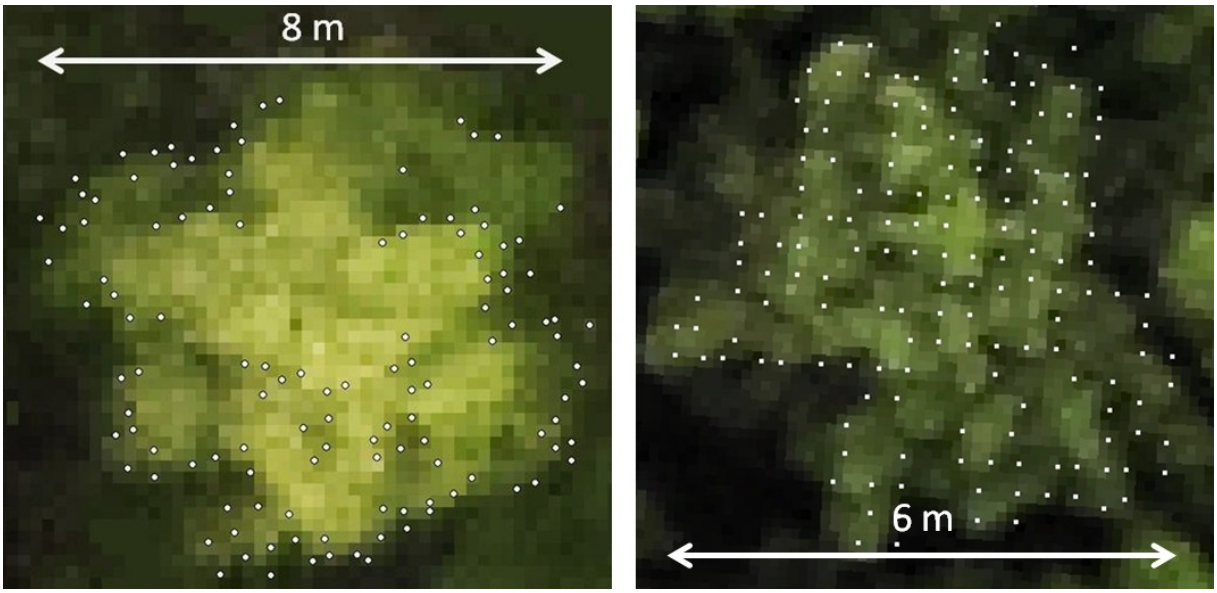


Abbildung 30. Generierte Punktwolken unter Anwendung eines K.K.-Schwellwerts von 0,8 auf Kronen von *Eucalyptus grandis* (links) und *Pinus eliotii* (rechts). *Bei häufig benutzten Schwellwerten des K.K. (z.B. 0,80) werden überwiegend formbezogene Zuordnungen stattfinden. Aus diesem Grund werden bei Eucalyptus wenige Punkte im zentralen Kronenbereich generiert bzw. die Mehrheit an den Kronen- und Subkronenrändern. Bei Pinus dagegen, erlauben die besser definierten Formen zahlreichere (formbezogene) Übereinstimmungen, die eine ausgeglichene Verteilung der stereokorrelierten Punkte auf der Krone erlauben*

2.2.2.3.2 Zufallsbezogene Übereinstimmung bei *Eucalyptus*-Kronen

Für die schon beschriebene Verbesserung der Modellierung der Kronen durch Punkte aus den rasenartigen Flächen, die größtenteils nicht korrekt zugeordnet sind, müssen sich die *Abweichungen bzw. Fehler dieser Punkte innerhalb eines relativ begrenzten Wertintervalls halten*. Dieses Phänomen lässt sich durch die im Folgenden beschriebenen Beobachtungen erklären.

Das benutzte Stereokorrelationsmodul von ERDAS verfügt über eine integrierte optionale Glättungsfunktion, wodurch bei der Bildzuordnung die vertrauenswürdigsten homologen Punkte bzw. die Punkte deren Abbildungen auf dem Stereopaar hoch korreliert sind, mit höheren Gewichten

belegt werden, so dass die Position der Punkte, die eine niedrigere Korrelation erreichten in gewissem Maße korrigiert wird (*Kraus, 2007; ERDAS, 2009a. S.117; Höhle und Potuckova, 2011*). Diese Filterungsfunktion wurde bei der Stereokorrelation dieses Kronendachs angewendet. Hierbei sollten dann die Punkte aus der formbezogenen Übereinstimmung als Bezug für die Korrektur der zufallsbezogenen Übereinstimmungen aus den rasenartigen Flächen wirken. Dieser Effekt lässt sich auf der Abb.31 visuell relativ gut erkennen. Durch eine 3D Visualisierung der dargestellten Punktwolken ist ersichtlich, dass bei der mit Filterung generierten Punktwolke, die Punkte in der Regel in der Nähe der Kronenfläche liegen, während bei der nicht gefilterten Punktwolke, die Mehrheit der Punkte etwas außerhalb oder im Kroneninneren schweben.

Schwellwert des K.K. = 0,30

Abbildung 31. Punktwolken aus Stereokorrelationen einer Eucalyptus-Krone mit und ohne Anwendung der Glättungsfunktion. Der große Punkt entspricht der vom Operateur stereogemessenen Baumspitze. *Die ohnehin schon relativ korrekte Modellierung trotz des niedrigen K.K.-Schwellwerts (links) wird durch die Nutzung der formbezogenen Übereinstimmungen als Bezugspunkte verbessert (rechts).*

Die gute Modellierung der Kronen trotz der angewandten niedrigen K.K.-Schwellwerte und der ungünstigen Bedingungen für die Bildzuordnung deuten auf einen außergewöhnlich hohen Wirkungsgrad der erwähnten Glättungsfunktion hin. Die äußerst hohe Effizienz dieses Filters unter diesen Umständen lässt sich durch die drei folgenden Faktoren erklären:

a. *Die zufälligen Schwankungen der stereokorrelierten Punkte aus den rasenartigen Flächen werden ausschließlich von korrekten Punkten begrenzt bzw. kontrolliert.*
   Wie zuvor gesehen, finden zufallsbezogenen Zuordnungen erst durch die Nutzung deutlich niedrigerer Schwellwerte des K.K. statt, während die formbezogenen Punkte aus Kronen- und Subkronenrändern durch Anwendung höherer K.K.-Schwellwerte generiert werden. Trotz eines Übergangsbereichs in Schwellwertbereichen zwischen etwa 0,75 bis 0,65 wo

Übereinstimmungen beider Arten stattfinden (s. Abb.25), können zufallsbezogene und formbezogene Zuordnungen auf der Basis ihrer Korrelationswerte klar getrennt werden. Es wird dann eindeutig, welche Punkte bei der Glättungsfilterung während der Stereokorrelation eine Bezugsfunktion haben und welche davon abhängig sind. Die Wahrscheinlichkeit, dass die Verankerungsfunktion hierbei von fehlerhaft stereokorrelierten Punkten übernommen wird, kann unter diesen Umständen vernachlässigt werden.

b. *Die räumliche Verteilung der Kronen- und Subkronenränder bzw. der Objektteile, die formbezogene Übereinstimmung generieren, schafft optimale Bedingungen für die Übertragung des Gewichtes von den hochkorrelierten Verankerungspunkten auf die Punkte, die korrigiert werden.*
Aufgrund ihres Zufall-Charakters bzw. des Mangels an einer klaren Verzerrung in einer bestimmten Richtung, verteilen sich fehlerhafte Punkte relativ gleichmäßig rund um der Kronenfläche (Abb.31 links). Dadurch zeigen die Entfernungen zwischen den korrekten und den falschen Punkten in der Regel eine ausgewogene Verteilung innerhalb eines begrenzten Bereichs.

Im Falle des konstanten Höhenniveaus ist eine zufällige Verteilung der Fehler durch die Anordnung der Pixel auf den rasenartigen Abbildungen zu erwarten, und an der räumlichen Verbreitung der stereokorrelierten Punkte bezüglich des Höhenniveaus eindeutig zu erkennen (s. Abb.24). Bei *Eucalyptus* kann diese Zufälligkeit visuell vermutet, aber nicht nachgewiesen werden. Grund dafür ist, dass die zufallsbezogenen Punkte, die diese Flächen erzeugen, gemischt mit den formbezogenen Punkten aus der Kronen- und Subkronenrändern bleiben bzw. voneinander nicht differenzierbar sind. Dadurch mangelt es hierbei an einer präzis vorgegebenen Bezugsfläche für den Vergleich, wie im Falle einer Wasserhöhe.
Der Zufall-Charakter der Stereokorrelation auf den rasenartigen Flächen der Kronen lässt sich allerdings durch das im Folgenden beschriebene Experiment bestätigen. Hierzu wurde ein repräsentatives Stereopaar ausgewählt. Zwei Sätze dieses Bildpaars wurden modifiziert. *Bildpaarsatz 1* (Abb.32 oben): Durch eine direkte Anwendung der Schwellwerttechnik (*Lillesand, 2015. S.506)* wurde eine binäre Maske generiert, bei der Kronen- und Subkronenränder den Wert 0 und die Bereiche dazwischen den Wert 1 haben. Das Stereopaar wurde mit der Maske multipliziert und dadurch Kronenflächen erzeugt, wobei Kronen- und Subkronenränder den Wert 0 bekommen. Die Bereiche zwischen den Rändern behalten ihren ursprünglichen Grauwerte (Abb.32 oben rechts). *Bildpaarsatz 2* (Abb.32 unten): Die Oberfläche derselben Krone wurde auf den zwei Bildern des Paares mittels einer Pixelüberlagerung nach einem Collage-ähnlichen Schema manuell geändert (Kopierstempel-Werkzeug von Adobe Photoshop 7). Die ursprünglichen räumlichen Pixelarrangements wurden dadurch vermischt (Abb.32 unten links). Beide Abbildungen eines beliebigen gemeinsamen Kronenteils zeigen somit Pixel deren Grauwerte sich innerhalb derselben Farbpalette befinden, aber eine unterschiedliche räumliche Anordnung zeigen.
Auf diese Weise wurde jede mögliche Übereinstimmung zwischen den Kronenabbildungen beseitigt, die aus der Darstellung einer bestimmten Gestalt aus dem Objektraum stammt, bzw. jeder eventuelle Einfluss der formbezogenen Ähnlichkeit auf die Bildzuordnung eliminiert. *Aus den so modifizierten Flächen können somit ausschließlich Punkte generiert werden, die auf zufallsbezogene Übereinstimmung zurückzuführen sind.* Das Bildpaar wurde mit den binären Masken multipliziert. Die neuen Kronenflächen bestehen somit aus

rasenartigen Flächen zwischen schwarzen Kronen- und Subkronenrändern (Abb.32 unten rechts).
Durch die gerade beschriebenen Änderungen wird der Effekt der formbezogenen Übereinstimmung auf beiden Bildsätzen gleich, da die Binären Masken identisch sind. *Bei einem so kontrollierten Einfluss der formbezogenen Übereinstimmung kann die zufallsbezogene Übereinstimmung der modifizierten mit der der ursprünglichen rasenartigen Flächen direkt miteinander verglichen werden.*

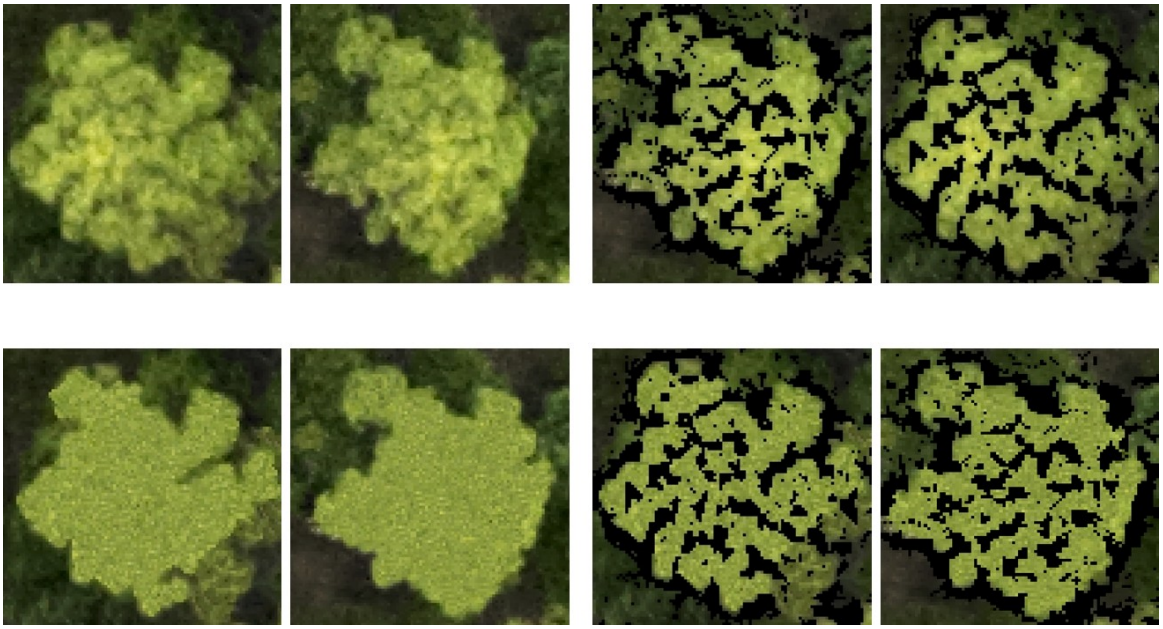


Abbildung 32. Maskierte Kronenpaare mit und ohne Collage-Pixelüberlagerung. *Bildpaarsatz 1: ein unverändertes Kronenpaar (oben links) wurde maskiert und weist dadurch die Bereiche zwischen den Subkronen in Schwarz aus (oben rechts). Bildpaarsatz 2: ein durch generierte zufällige Pixelanordnungen modifiziertes Kronenpaar (unten links) wurde ebenfalls maskiert (unten rechts). Auf beiden Bildpaarsätzen sind Kronen- und Subkronenränder identisch maskiert. Dies verursacht eine entsprechend identische Wirkung der formbezogenen Ähnlichkeit auf die Stereokorrelation in beiden Situationen. Unter diesen Umständen wird der Effekt dieser Art von Übereinstimmung kontrolliert. Die beobachteten Unterschiede zwischen den Bildzuordnungen in beiden Bildpaarsätzen müssen somit ausschließlich auf die zufallsbezogenen Ähnlichkeit zurückzuführen sein. Der Effekt der zufallsbezogenen Übereinstimmung kann somit evaluiert werden. Auf den Teilen der Kronenfläche n die nicht maskiert bleiben und daher für die zufallsbezogenen Übereinstimmung verantwortlich sind, zeigt Bildpaarsatz 1 (oben links) die ursprünglichen Pixelanordnungen und Bildpaarsatz 2 (unten links) ausschließlich zufällige Collage-Pixelarrangements auf. Der Vergleich zwischen den stereokorrelierten Wolken beider Bildsätzen soll zeigen, inwiefern die Bildzuordnung beim Bildpaarsatz 1 (nicht modifizierter Textur bzw. gewöhnlichen Bedingungen) von der zufallsbezogenen Ähnlichkeit bestimmt wird.*

Eine Reihe von Stereokorrelationen mit unterschiedlichen K.K.- Schwellwerten wurde auf den zwei Stereopaarsätze durchgeführt. Beide Bildersätze erzeugten durch die unterschiedlichen

K.K.-Schwellwerte etwa die gleiche Anzahl an Punkten. Bei hohen Schwellwerten des K.K. stammen die zugeordneten Punkte überwiegend aus Kronen- und Subkronenrändern, die in diesem Fall durch die Maske auf beiden Bildern identisch abgebildet sind. Aus diesem Grund sehen hierbei die erzeugten Punktwolken aus beiden Bildsätzen ähnlich aus (Abb.33 oben). Bei den zufallsbezogenen Zuordnungen durch Anwendung niedrigerer K.K.- Schwellwerte ist ebenfalls kein bedeutender Unterschied zwischen den räumlichen Verbreitungen der Punkte aus dem modifizierten und aus den ursprünglichen Bildpaar visuell zu erkennen (Abb.33 unten). Hierdurch kann abgeleitet werden, dass *die ursprüngliche rasenartige Fläche der Krone bei der Bildzuordnung ähnlich wirkt, wie die Kronenfläche mit zufällig arrangierten Pixelanordnungen.*

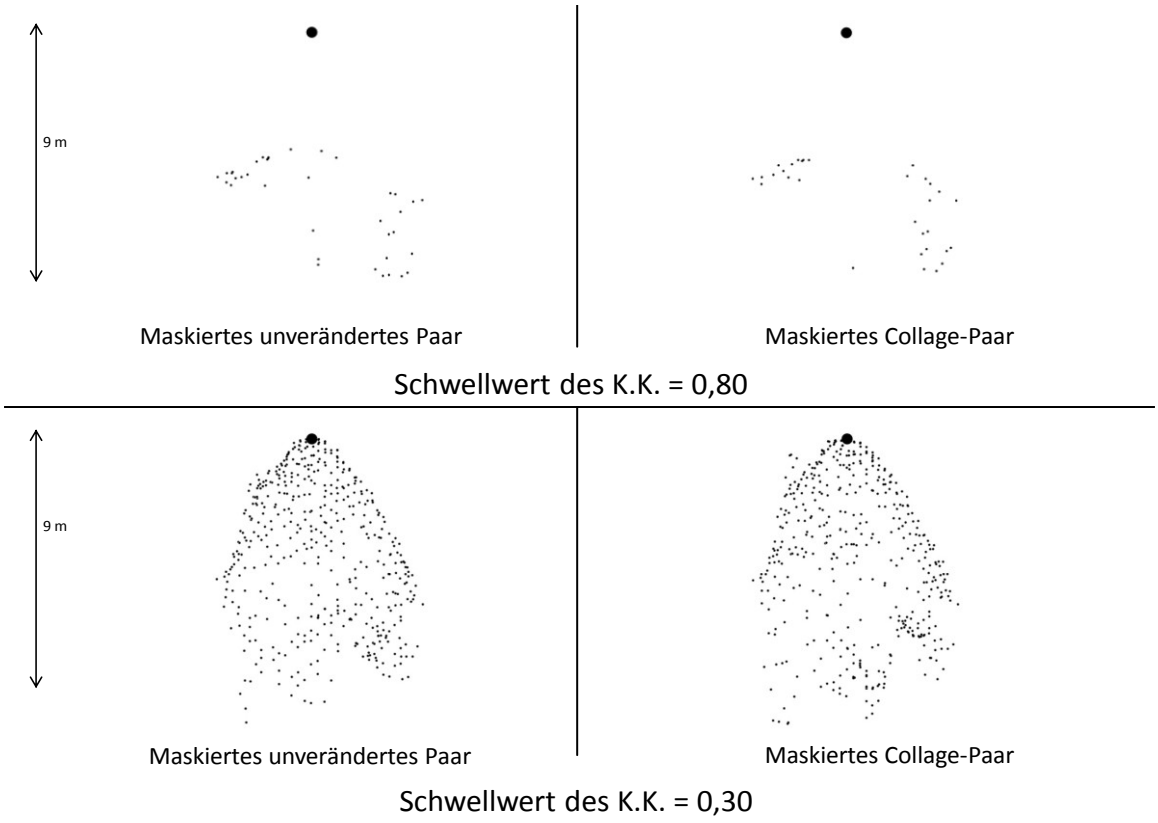


Abbildung 33. Punktwolken aus zwei Stereokorrelationen der maskierten Kronen (Abb.32) durch zwei Schwellwerte des K.K.. *Der große Punkt entspricht der manuell stereogemessenen Baumspitze. Links: Wolke aus der radiometrisch nicht modifizierten Krone (Bildpaarsatz 1 in Abb.32). Rechts: Wolke aus der Krone mit zufälligen Collage-Pixelarrangements (Bildpaarsatz 2 in Abb.32). Bei Anwendung des Schwellwertes von 0.80 (oben) zeigen beide Punktwolken wenig Treffer und sind trotzdem relativ ähnlich, da dabei die Stereokorrelation überwiegend formbezogen ist und von den (identischen) Masken bestimmt wird. Die zusätzlichen Punkte die durch die Senkung des K.K.-Schwellwertes auf 0,30 (unten) generiert werden, stammen aus den nicht maskierten Bereichen zwischen Kronen- und Subkronenrändern. Die Punktwolken aus der Krone mit zufällig arrangierten Pixelanordnungen unterscheiden sich wenig von der, die nicht modifiziert wurde. Dies bestätigt den zufallsbezogenen Charakter der Bildzuordnung bei niedrigen Schwellwert des K.K. auf den Eucalyptus-Kronen.*

c. *Die unterschiedlichen Grauwertintervallbereiche innerhalb der Kronenfläche beschränken die Bildzuordnung auf Gebiete mit ähnlichen Grauwertintervallen. Dadurch begrenzen sie die Abweichung der Punkte aus den rasenartigen Flächen und somit verbessern sie die Verteilung ungenauer Punkte um die korrekten Bezugspunkte.*
Die abgebildeten *Eucalyptus*-Kronen zeigen Ebenen mit unterschiedlichen Schattierungsintensitäten, wobei in der Regel zentrale bzw. höhere Bereiche heller als Randbereiche aussehen (Abb.34 oben). Dadurch kann man unterschiedliche Helligkeit- bzw. Grauwertintervall-Bereiche differenzieren. Damit die zufallsbezogene Bildzuordnung stattfinden kann, müssen die zu korrelierenden Abbildungsbereiche nicht nur eine Rasen-Textur haben, sondern sich auch in einem ähnlichen Grauwertintervall befinden.

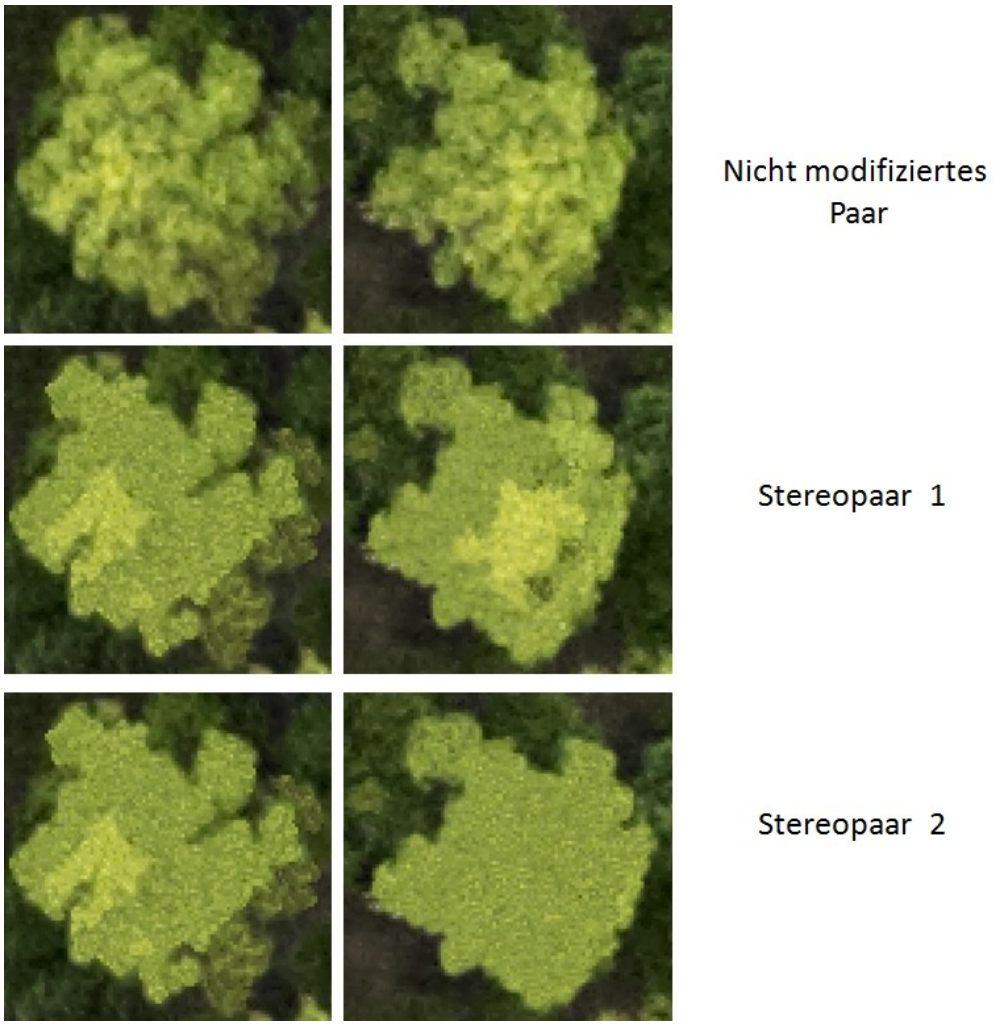


Abbildung 34. Stereokorrelierte Baumkronen mit übereinstimmenden und nicht übereinstimmenden Grauwertintervallen. *Das unveränderte Kronenpaar (oben) wurde durch eine Collage-Pixelüberlagerung modifiziert, so dass ihre Rasen-Textur noch ausgeprägter wurde. Dabei wurden im Stereopaar 1 (Mitte) auf beiden Abbildungen drei Bereiche in unterschiedlichem Grauwertintervall differenziert. Im Stereopaar 2 (unten) wurde diese Gliederung lediglich auf einer der Abbildungen durchgeführt, während die andere Kronendarstellung ein einziges Grauwertintervall aufweist. Durch den Vergleich der Stereokorrelationsergebnisse beider Stereopaare kann erkannt werden, ob die Bildzuordnung innerhalb der Kronenfläche auf Gebiete mit ähnlichen Grauwertintervallen beschränkt ist.*

Durch den im Folgenden vorgestellten Versuch wird dieses Phänomen veranschaulicht. Dafür wurden zwei Stereopaarsätzen radiometrisch geändert. *Stereopaar 1:* Die zwei Abbildungen einer Krone des Paars wurden durch die schon erwähnte Collage-Überlagerungstechnik so modifiziert, dass ihre gesamten Oberflächen eine rasenartige Textur zeigen. Zusätzlich wurde die Kronenfläche in drei Grauwertintervalle gegliedert (Abb.34 Mitte). *Stereopaar 2:* Die zwei Abbildungen der Krone bekommen ebenfalls durch die Collage-Technik eine noch ausgeprägtere rasenartige Textur. Dabei zeigt eine von beiden die drei zuvor beschriebenen Grauwertintervalle, und die andere nur einen einzigen (den mittleren Bereich) (Abb.34 unten). Eine Reihe von Stereokorrelationen mit unterschiedlichen K.K.-Schwellwerten wurde auf beiden Stereopaaren durchgeführt. In Abb.35 sind die Punktwolken die durch Anwendung eines Schwellwertes des K.K. von 0,30 erzeugt wurden, zu sehen. Daraus ist zu entnehmen, dass beim Stereopaar 2 der zentrale (hellere) Bereich der Krone aufgrund der nicht übereinstimmenden Grauwertintervalle keine Bildzuordnung generiert bzw. nicht modelliert wurde (Abb.35 rechts). Beim Stereopaar 1 dagegen, wo die Grauwertintervalle auf beiden Abbildungen respektiert wurden, wurde die gesamte Krone modelliert (Abb.35 links).

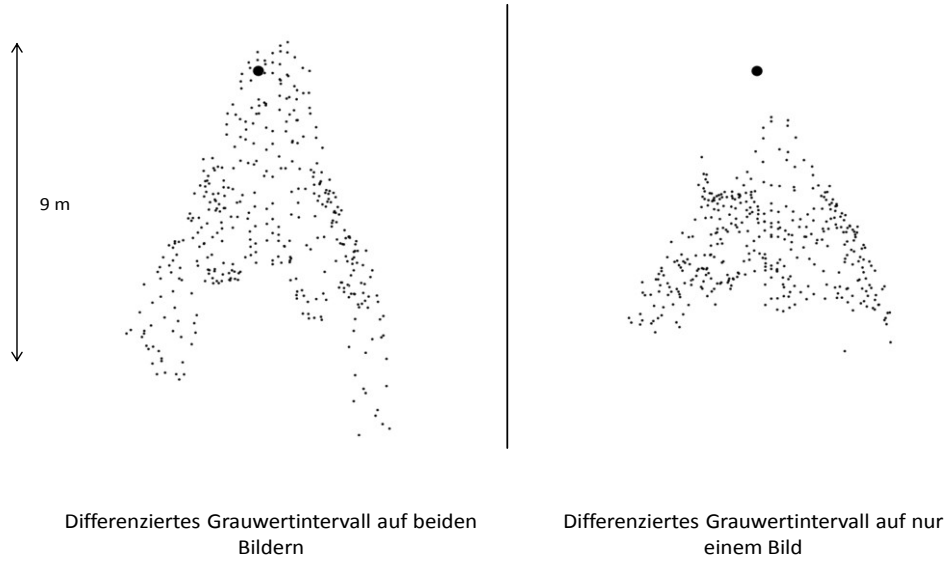


Abbildung 35. Kronenwolken aus der Stereokorrelation von Stereopaar 1 und 2 (s. Abb.34) bzw. mit und ohne Differenzierungen der Grauwertbereiche. *Der Punkthaufen aus dem Bildpaar mit differenzierten Grauwertintervallen auf beiden Kronenabbildungen weist eine nicht optimale, aber relativ vollständige Modellierung der Baumkrone auf (links). Die nicht optimale Verteilung der Punkte ist in diesem Fall auf die nicht vorhandenen -von den Collage-Arrangements beseitigten- Subkronenränder zurückzuführen (Stereopaar 1 in Abb.34), die, wie zuvor beschrieben, eine Verankerungsfunktion bei der Modellierung erfüllen. Die einzigen Quellen von formbezogenen Übereistimmungen sind hierbei somit die drei Grenzen zwischen Gebieten unterschiedlicher Grauwertintervalle. Bei der Modellierung des Bildpaars ohne differenzierten Grauwertintervalle (Stereopaar 2 in Abb.34) wird der zentrale Bereich der Krone nicht stereokorreliert (Punktwolke rechts), da die Grauwertintervalle dieses Bereiches auf beiden Abbildungen der Kronen nicht übereinstimmen.*

Die Punktwolke hat in diesem Fall eine niedrigere Qualität als Punktwolken aus nicht modifizierten Bildpaaren, aber zeigt, dass *bei rasenartigen Flächen solange die Grauwertintervalle stimmen, Zuordnungen stattfinden. Zwei abgebildete Flächen, die eine rasenartige Textur zeigen, aber sich nicht im selben Grauwertintervall befinden, generieren dagegen keine Punkte.*
Bei den nicht modifizierten Kronenabbildungen dieser Befliegung sind keine Grauwertstufen zu erkennen, sondern es ist eine kontinuierliche Grauwertabfolge ausgeprägt. Die zusammengehörenden Grauwertintervalle sind daher schmaler als die des oben beschriebenen Experiments. Dies reduziert den Raum, in dem die Übereinstimmungen stattfinden und begrenzt somit die Streuung der Punkte aus der zufallsbezogenen Bildzuordnung.

Bei der klassischen Vorgehensweise zur Generierung eines DSMs werden in der Regel ausschließlich akzeptable Punkte aus formbezogenen Übereinstimmungen durch K.K.-Schwellwerte über 0,75 generiert, die Punktwolke eventuell gefiltert bzw. modifiziert, und interpoliert. Der Vorteil der Nutzung der zufallsbezogenen Übereinstimmungen über das klassische Verfahren liegt an zwei Aspekten: a) Die zufallsbezogene Bildzuordnung bei rasenartigen Texturen erfolgt unter extrem niedrigen Korrelationsanforderungen. Die dabei generierten Punktwolken sind daher dichter und decken Abbildungsbereiche, die sonst bei Anwendung höher Schwellwerte für den K.K. leer geblieben wären. b) Dabei werden keine Punkte aus Abbildungsbereichen generiert, die aufgrund ihrer Grauwertintervalle nicht homolog sind. *Somit werden insgesamt dichtere Punktwolken aus ursprünglichen und korrigierten fehlerhaften Zuordnungen generiert, die in der Regel Punkt-leere Bereiche ausschließlich dort zeigen, wo es keine homologen Flächen zu stereokorrelieren gibt (z.B. Schatten). Diese Punkthaufen bilden eine bessere Grundlage für die Interpolation des DSMs, als Wolken aus ausschließlich korrekten Punkten, die nur sehr spärlich sind.*

Auf der Basis der beschriebenen Beobachtungen kann die dritte Hypothese abgeleitet werden, dass ***Eucalyptus grandis*-Kronendächer im Prinzip durch die Anwendung extrem niedriger Schwellwerte des K.K. korrekt modelliert werden können.** Objekte mit rasenartigen Flächen, die gleichzeitig aber auch definierte Formen aufweisen, generieren bei niedrigen Schwellwerten vorwiegend fehlerhafte Punkte aus zufallsbezogenen Übereinstimmungen. Allerdings, aufgrund erstens ihrer aleatorischen bzw. verzerrungsfreien Abweichungen, zweitens ihrer eingeschränkten räumlichen Streuungen durch den Effekt der Grauwertintervalle und drittens durch die Verankerung an objektbezogenen und damit korrekt zugeordneten Punkten werden die Kronenflächen von den so generierten Wolken annähernd lagegetreut wiedergegeben.

Bei niedrigen K.K.-Schwellwerten ergeben sich ebenfalls unerwünschte Punktverdichtungen an den Kronenrändern und zahlreiche Punkte zwischen den Kronen, die die Modellierung des Kronendachs beeinträchtigen. **Die bei der Hypothese II vorgeschlagene Maskierung (s. 2.2.2.2) beseitigt diese Punkte und ermöglicht somit die für die Kronenmodellierung vorteilhafte Anwendung extrem niedriger Schwellwerte des K.K.**

Die Umsetzung dieser Hypothese wird im Kap. 4.1 dargestellt und ihre Ergebnisse werden dort ebenfalls analysiert.

3 Untersuchungsgebiet, Materialien und Methoden

3.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet in Uruguay liegt im Bezirk Piedras Coloradas im Departamento Paysandú. Es umfasst etwa 2.500 m x 2.000 m mit einem Zentrum um 32° 18' 54.542'' S und 57° 41' 29.112'' W und liegt durchschnittlich 90 m über dem Meeresniveau.

Die Untersuchungen wurden in einem 10-Jahren alten *Eucalyptus Grandis*-Bestand durchgeführt, der für Sägewerke bewirtschaftet wurde. Bis zum Zeitpunkt der 2006er-Befliegung erfolgten drei Durchforstungseingriffe. Dadurch wurde die Bestandsdichte auf ungefähr 170 Bäume pro Hektar reduziert. Unter diesen Umständen sind auf dem Untersuchungsgelände Gegebenheiten zu finden, die bei *Eucalyptus*-Beständen in anderen Regionen des Landes ebenfalls regelmäßig vorkommen, darunter auch manche, bei denen typische Probleme beim Modellierungsverfahren auftreten können. Das ausgewählte Gebiet bietet dadurch die Möglichkeit, wichtige Aspekte der Modellierung eines durchschnittlichen *Eucalyptus*-Bestands im Land einzuschätzen. Diese repräsentativen Situationen sind:

- gut isolierte Baumkronen
- nah aneinander liegende bzw. zusammengewachsene Baumkronen
- Kronen unterschiedlicher Größe bzw. Position im Kronendach
- Kronen unterschiedlicher Schluss- bzw. Subkronenstrukturgrade
- Unterwuchs unterschiedlicher Größen und Höhen
- Bodenvariabilität des Geländes

Das Relief in der Region ist sanft wellig-hügelig mit etwa 2 bis 6 %-Hangneigung (Abb.36).

Abbildung 36. Weide auf einem nicht aufgeforsteten Gebiet direkt neben dem Untersuchungsbestand (Aufnahme des Autors, Dez.2006). *Das sanftwellige Gelände ist von kurzen (durch intensive Beweidung abgefressenen) Gräsern und vereinzelten zweikeimblättrigen Pflanzen (z.T. Weideunkräutern) bedeckt. Im Hintergrund sind die typischen Eucalyptus-Quintas zu sehen, die dem Schutz des Viehs dienen.*

Die Böden des Untersuchungsgebiets liegen auf Kreide-Sedimenten (Abb.37). Nach der Beschreibung von *Duran (1984, S.192-202)* zeigen sie einen etwa 0,2 m bis 0,5 m lessivierten sandig-lehmigen A-Horizont mit weniger als 2 % organischem Anteil und einer relativ geringeren Fruchtbarkeit. Ein nachfolgender illuvialer B_t-Horizont mit etwa 40 % Ton verhindert die Durchwurzelung und vermindert die Dränung.
Die Mächtigkeit des A-Horizonts variiert mit der topographischen Lage nach dem Catena-Prinzip. Auf hoch liegenden Ebenen zeigen die erodierten Böden einen etwa 0,2 m mächtigen A-Horizont. Auf tieferen Bereichen können die A-Horizonte dank kolluvialer Prozesse bis zu 0,5 m Mächtigkeit erreichen. Zwischen den verschiedenen Landschaftsebenen sind dadurch bedeutende Unterschiede beim Wurzelraumvolumen bzw. der Wasserspeicherungskapazität zu finden. Diese Vielfältigkeit an Wachstumsbedingungen innerhalb des Versuchsgebiets bietet die Gelegenheit durch Wachstumsvergleiche Standortdifferenzierungen durchzuführen und somit die Tauglichkeit des entwickelten Verfahrens diesbezüglich zu überprüfen.

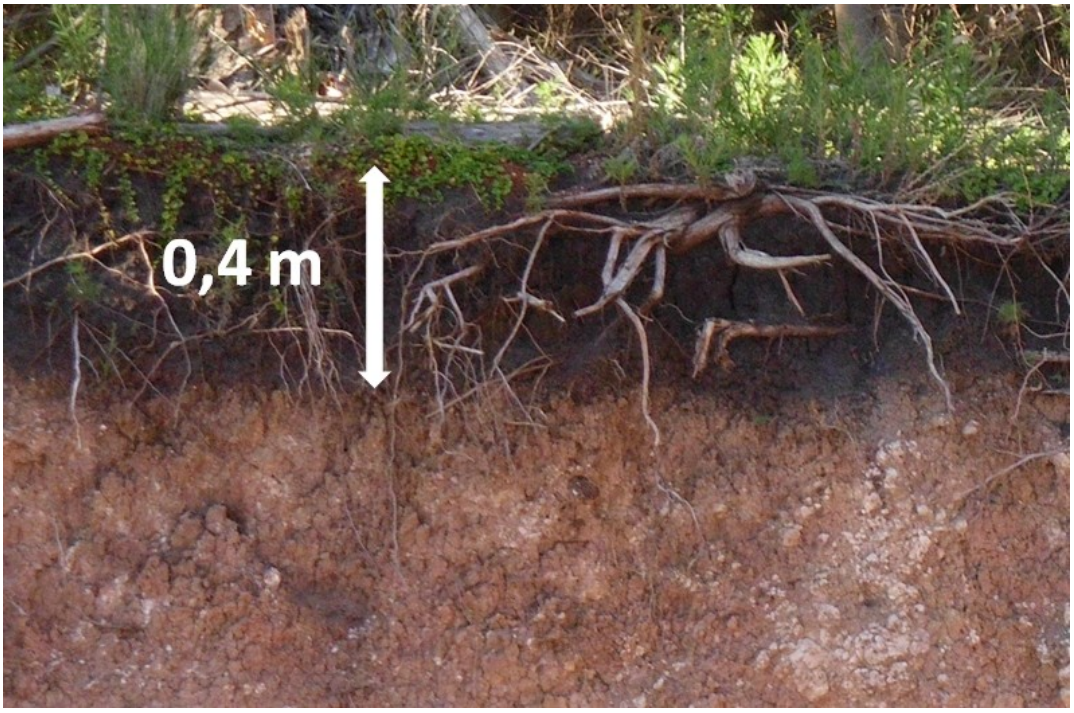


Abbildung 37. Repräsentatives Bodenprofil im Untersuchungsgelände (Aufnahme des Autors, Dez.2006). *Die relativ geringe Mächtigkeit des A-Horizonts (weiße Pfeile) begrenzt die Wasser- und Nährstoffversorgung der Bäume.*

3.2 Bildmaterial

Es wurde mit Aufnahmen aus zwei unterschiedlichen Befliegungen gearbeitet.

- *Befliegung 1968.*
  Zwischen 1966 und 1968 wurde das Land photographisch im Maßstab 1:22.000 mit einer 60 %-Längs- und 20 %-Querüberdeckung komplett beflogen. Eingesetzt wurde eine 230 x 230 mm-formatige Zeiss RMK-Kamera mit Kodak Aerographic panchromatischem Film und einer 153 mm-Kammerkonstante. Der Überlappungsbereich jedes Bildpaars umfasst eine Fläche von etwa 5060 m x 3036 m. Das für diese Arbeit benutzte Stereopaar wurde am 15.

November (südhemisphärischer Frühsommer) um 15:30 Uhr aufgenommen und ist frei von Wolkenschatten. Die Bilder wurden 2013 vom militärgeographischen Dienst (SGM) Uruguays mit einem photogrammetrischen Scanner der Firma Vexcel ins TIF-Format digitalisiert. Die so gescannten Bilder haben eine geometrische Auflösung von 1693 dpi (GSD = 0,33 m/Pixel) und eine 8 Bit-Bildtiefe.

- *Befliegung* 2006*.*
  Am 30.12.2006 wurde eine Befliegung mit der metrischen Digitalkamera Rollei AIC-P20 durchgeführt, deren wichtigsten Eigenschaften nachstehend beschrieben werden:

  - CCD-Sensorgröße = 36,9 x 36,9 mm
  - Aktive Pixel = 4080 x 4076
  - Pixelgröße = 9 µ
  - Bildtiefe = 16 Bit
  - Farbkanäle = RGB
  - Kammerkonstante = 51 mm

  Die Kamera wurde in einer Cessna-172 auf einer nicht kreiselgestützten Plattform montiert, die ausschließlich manuelle grobe Orientierungskorrekturen erlaubt.

  Die Aufnahmen wurden aus einer Höhe von etwa 550 m über dem Gelände (etwa 650 m ü NN) gemacht, um eine Bodenauflösung (GSD) von 0,11 m zu erreichen, was einer Ausdehnung des Bildes im Gelände von etwa 450 x 450 m entspricht. Der Block besteht aus 79 Bildern in fünf Streifen mit etwa 70% Längs- und 30 % Querüberlappung. Er bedeckt eine Fläche von etwa 2.300 x 1.700 m, die sich innerhalb des Überlappungsbereichs des 1968er Stereopaars befindet.

  Der Flug fand zwischen 14 und 15 Uhr Lokalzeit unter komplett und gleichmäßig leicht bedeckten Himmel statt. Die Bilder zeigen eine zufriedenstellende Belichtung ohne direkte Sonneneinstrahlung bzw. keinen daraus resultierenden Schattenwurf. Diese Bedingungen sind bei der ganzen Befliegungszeit konstant geblieben.
  Während des Fluges wurde auf Bodenniveau kein Wind beobachtet.

  Der Verkantung von etwa 4° der einzelnen Bilder bezüglich der Flugstreifenlinien (Abb.39) lässt sich auf einen Fehler bei der Ausrichtung der Kamera im Flugzeugrumpf zurückführen.

  Im Gelände waren keine künstlichen oder natürlichen Strukturen zu finden, die als erkennbare Referenz in den Luftbildern bzw. als Passpunkte dienen konnten. Aus diesem Grund wurden vor dem Flug 32 Passpunktstandorte ausgewählt und mit 0,3 x 0,3 m großen weißen Holzplatten signalisiert.

3.3 Erstansatz zur Generierung des 3D-Baumhöhen-Layers

Die Quelle der Arbeitshypothesen bzw. die Basis des darauf konzipierten Folgeansatzes ist der durchgeführte und in Abb.38 skizzierte Erstansatz (s. 2.1), der im Folgenden beschrieben wird.

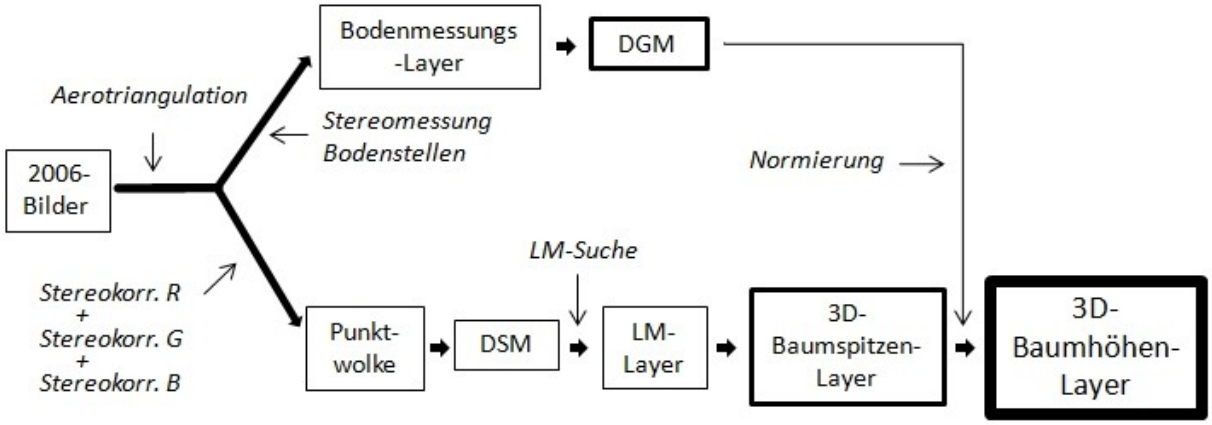


Abbildung 38. Skizze des Erstansatzes zur Generierung eines 3D-Baumhöhenlayers.

Die Methode kann in vier Hauptbereiche geteilt werden:

a. Aerotriangulation des Blocks
b. Generierung eines 3D-Baumspitzen-Layers
c. Generierung eines DGMs
d. Normierung des 3D-Baumspitzen-Layers bezüglich des DGMs und Generierung eines 3D-Baumhöhen-Layers.

Die **Generierung des DGMs** durch Stereomessungen war nicht möglich, da nur an wenigen Orten des Untersuchungsgeländes ein Bodenausschnitt auf mehr als einem Bild des Stereopaars klar genug sichtbar war (s. 2.1.2). Aus diesem Grund konnte auch keine Normierung des 3D-Baumspitzen-Layers durchgeführt werden.

Ein repräsentativer 300 X 130 m Referenz-Bereich mit insgesamt 626 Bäumen wurde ausgewählt. Die Baumspitzen wurden von einem Operateur mittels ArcMap Stereo Analyst in 3D digitalisiert. Ein 3D-Shapefile mit den XYZ-Koordinaten jeder Baumspitze wurde auf dieser Basis erzeugt. Dieser Referenz-Baumspitzen-Layer diente sowohl der Evaluierung der Zwischen- und der Endergebnisse während der Suche nach den optimalen Parametereinstellungen für die unterschiedlichen Phasen des Verfahrens, als auch der Auswertung der Endergebnisse des gesamten Ansatzes.

Bei der **Generierung des 3D-Baumspitzen-Layers** hängen die optimalen Parametereinstellungen bzw. besten Ergebnisse eines Schrittes von denen des vorherigen Schrittes ab und umgekehrt. Ergebnisse eines Modules, die im Prinzip optimal erschienen, lieferten allerdings bei der Anwendung des darauf folgenden Moduls oft nicht die besten Ergebnisse. Aufgrund dieses Zusammenwirkens war eine Reihe von annähernden Versuch-Irrtum-Zyklen gelegentlich nötig, wobei gleichzeitige Parameteränderungen bei allen Anwendungen durchgeführt wurden, bis die optimale Endergebnisse erreicht wurden. Die angewandten Parametereinstellungen sind dann das Ergebnis gelegentlich zeitaufwendiger Optimierungsphasen.

Als Kriterium für die Auswahl der endgültigen Einstellungskombination aller Schritte des Prozesses wurde beim Endergebnis der beste Kompromiss zwischen den folgenden Faktoren gesucht:

- Anzahl an richtig (mit nur einem LM versehen) ermittelten Bäume
- Anzahl an nicht eindeutig (mit mehr als einem LM versehen) ermittelten Bäume
- Anzahl an nicht erkannten Bäumen
- Anzahl an LMs zwischen den Kronen
- Räumliche Übereinstimmung mit den manuell gemessenen Baumspitzen

3.3.1 Aerotriangulation des 2006-Blocks

Trotz der Vorteile einer multitemporären Aerotriangulation, wurden die Blöcke der zwei Befliegungen individuell aerotrianguliert. Die zwei Bildsätze sind durch einen zeitlichen Abstand von 46 Jahren getrennt. Aufgrund der Änderungen in der Landnutzung, des Mangels an erkennbaren Strukturen im Gelände, der Unterschiede bei der GSD und der Radiometrie beider Bildsätze, war man nicht in der Lage die nötigen gemeinsamen Punkte im Objektraum auf beiden Bildsätzen zu erkennen. Eine gemeinsame Aerotriangulation hat sich dadurch in diesem besonderen Fall als unmöglich erwiesen.

Die XYZ-Koordinaten jedes der 32 Passpunkte (Abb.39) wurden mittels D-GNSS gemessen. Die erreichte Lagegenauigkeit der Passpunkte lag zwischen 0,01 und 0,16 m, während die Höhengenauigkeit zwischen 0,04 m und 0,29 m schwankte.

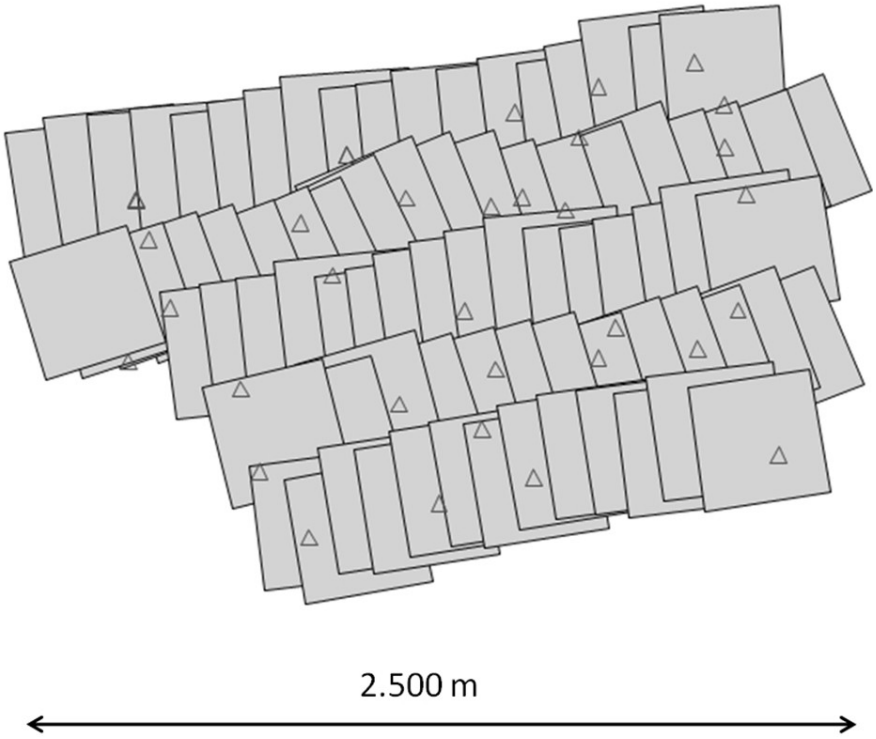


Abbildung 39. Überblick der Bildstreifen der 2006er-Befliegung und der Verteilung der Passpunkte *(die in intensiven Grau dargestellten Dreiecke im oberen Bildstreifen repräsentieren zwei nebeneinander liegende Passpunkte).*

Die Radiometrie der aufgenommenen Bilder wurde mittels des Programms Capture ONE 5.1 nachverarbeitet. Antivignetting und Kontrasterhöhung waren nötig, um die Bilder radiometrisch zu optimieren. Anhand der Versuche auf repräsentativen Bildern wurden die geeigneten Parametereinstellungen für die Bildvorbereitung gesucht, wonach der Rest der Bilder nachfolgend stapelweise verarbeitet wurde.

Die Aerotriangulation mit Selbstkalibrierung der Kamera wurde mit dem Modul ORIMA von ERDAS IMAGINE durchgeführt. Dabei wurde die folgende Genauigkeit erreicht:

- Sigma = 0,49 Pixel
- Mittlerer Restfehler (RMSE):
    - X = 0,21 m
    - Y = 0,22 m
    - Z = 0,29 m

3.3.2 Generierung des 3D-Baumspitzen-Layers

Auf der Basis der orientierten Bilder wurde die **Stereokorrelation** mittels des Classic ATE-Moduls von ERDAS IMAGINE-LPS auf jedem der drei Kanäle einzeln durchgeführt. Die Qualität der unterschiedlichen Zwischenergebnisse wurde während einer ersten Annährungsphase durch visuelle 3D-Auswertungen im Stereo Analyst- und im ArcScene- Modul von ArcMap kontrolliert. Als Entscheidungskriterien wurden dabei Dichte, dreidimensionale Anordnung und räumliche Übereinstimmung der Punkthaufen mit den manuell gemessenen Baumspitzen des Referenz-Layers angewendet. Dieses Verfahren wurde auf den Kanälen R, G und B durchgeführt. Die folgenden Einstellungsoptionen lieferten die optimalen Ergebnisse:

- Strategy Name: Forest
- Topographic Type: Rolling Hills
- Object Type: Forest
- Cell Size = 0,2 m
- Search Size (Suchmatrix)= 17 x 3
- Correlation Size (Mustermatrix)= 7 x 3
- Correlation Coefficient Limit = 0,75
- Image Band = 1 (rot) + 2 (grün) + 3 (blau)

Mittels des Programms ArcMap wurden die Punktwolken der drei Kanäle zusammengefügt und daraus ein einziger Punkthaufen erzeugt, der als Basis für die nachfolgende Interpolation bzw. **DSM-Generierung** diente. Unterschiedliche Interpolationsverfahren wurden ausprobiert, bis das IDW-Modul von ArcMap ausgewählt wurde. Die folgenden Parameter zeigten sich dabei als optimale Einstellung:

- Output Cell Size = 0,2 m
- Power = 1
- Search Radius = Fest
- Distance = 1 m

Ein **Orthophotomosaik** wurde auf der Basis des gerade erzeugten DSMs generiert.

Mittels des Programms Image J mit den unten aufgelisteten Parametereinstellungen wurde das DSM einer Glättung- und einer **Lokal-Maxima-Filterung** (LM) unterzogen. Dabei wurde ein XY-georeferenziertes SW-Bild im TIF-Format mit den ermittelten LMs bzw. Baumspitzen erstellt.

- Glättung:
  - Filtertyp = Gaussian Blur
  - Einstellung = Sigma Radius = 2
- Lokal Maxima-Suche:
  - Filtertyp = Find Maxima
  - Einstellung = Noise Tolerance = 0,2

Das Bild mit den LMs wurde mittels ArcGis zu einem Punkt-Shapefile umgewandelt, wo jeder Punkt einer Baumspitze mit ihren XY-Koordinaten entspricht. Der fehlende Z-Wert für jeden Punkt wurde aus dem zuvor erzeugten DSM entnommen und dadurch der **3D-Baumspitzenlayer** generiert.

Für die Evaluierung der Ergebnisse der Ermittlung und Verortung der Baumspitzen wurde ein 300 m X 150 m-Stichprobenbereich im Zentrum des Bestands mit insgesamt 626 Individuen ausgewählt. Alle Baumspitzen dieses Bereiches wurden stereogemessenen und als Referenzmessung benutzt.

3.4 Folgeansatz zur Generierung des 3D-Baumspitzen-Layers

Zur Überprüfung der Arbeitshypothesen wurde der in Abb.40 skizzierte Folgeansatz entworfen und durchgeführt. Wie bei der Erzeugung des Erstansatzes, wurden hier ebenfalls annähernde Versuch-Irrtum-Zyklen mit gleichzeitigen Parameteränderungen bei allen Schritten nötig. Derselbe 3D-Referenz-Layer wurde dabei angewandt, um die optimalen Einstellungen zu erreichen bzw. Zwischen- und Endergebnisse auszuwerten.

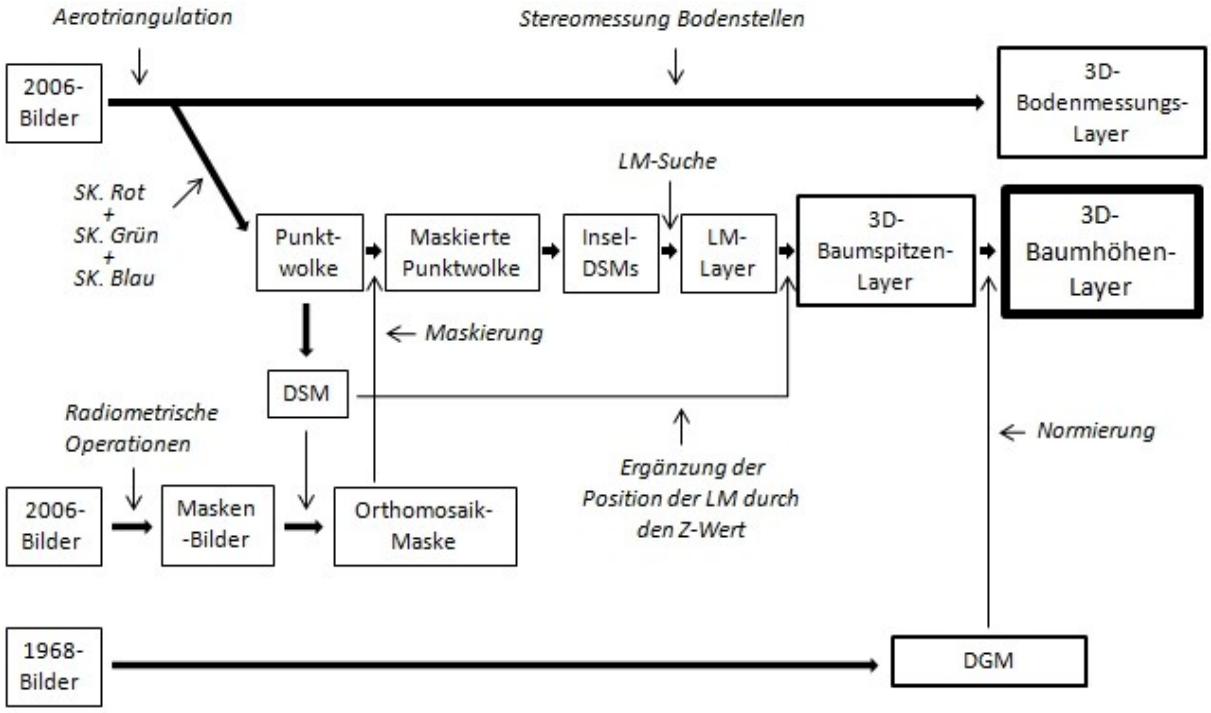


Abbildung 40. Skizze des Folgeansatzes zur Umsetzung der Arbeitshypothesen.

Die Sequenz lässt sich in acht Schritten zusammenfassen:

a. Stereokorrelation R+G+B und Generierung der *Punktwolke* des gesamten Gebietes
b. Interpolation und Generierung eines *DSM*
c. Verarbeitung der einzelnen Bilder und Generierung einer *Orthomosaikmaske*
d. Maskierung der Punktwolke und Generierung von *Punkt-Inseln (s. Abb.62; 64).*
e. Interpolation der Punkt-Inseln und Generierung von *Insel-DSMs (s. Abb.62; 64).*
f. LM-Suche auf den Insel-DSMs und Generierung eines 3*D-Baumspitzen-Layers*.
g. Generierung eines *DGMs*
h. Normierung des 3D-Baumspitzen-Layers auf das DGM 1968 und Generierung eines *3D-Baumhöhen-Layers*.
   Stereokorrelation und Generierung des DSMs

Hierbei wurden dieselben Prozeduren und Programmmodule angewandt wie beim Erstansatz. Im Rahmen dieses neuen Ansatzes lieferten für diese Phase die folgenden Parametereinstellungen die besten Ergebnisse:

- Stereokorrelation:
  - Topographic Type: Rolling Hills
  - Object Type: Forest
  - Cell Size = 0,2 m
  - Search Size = 9 x 3
  - Correlation Size = 9 x 3
  - Correlation Coefficient Limit = 0,3
  - Image Band = 1 (rot) + 2 (grün) + 3 (blau)

Die Kanäle der drei Punktwolken wurden zusammengefügt und auf ihren Basis ein **DSM** erzeugt.

3.4.1 Generierung der Orthophotomosaik-Maske

Für diese Phase des Experiments wurde das Programm ERDAS verwendet.

Auf der Basis der beobachteten Unterschiede zwischen dem Reflektionsvermögen von Kronen, Unterwuchs und Boden, der Anwendung arithmetischer Operateure zwischen den Kanälen bzw. den generierten Indizes und der Anwendung unterschiedlicher Filter und Funktionen wurde eine Orthomaske generiert, die die Kronenfläche von dem Rest der Elemente im Gelände trennt (Abb.41).

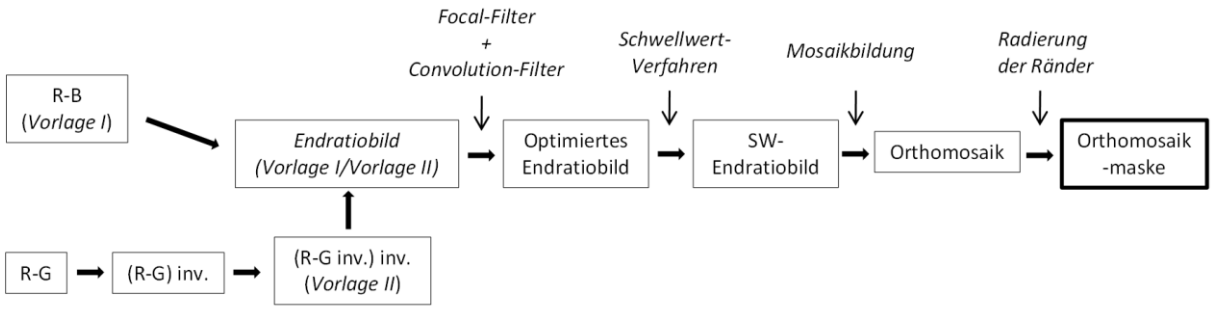


Abbildung 41. Skizze der Reihenfolge der mathematischen Operationen auf den drei Farbkanälen und Generierung des binären Orthophotomosaiks.

Die Versuche wurden zunächst nur auf einem Bild durchgeführt, das für die Situation des ganzen Bestands repräsentativ ist. Eine Reihe annähernder Versuch-Irrtum-Zyklen wurde durchgeführt, bis die Kombination und Sequenz von Kanälen, Operationen und Filtern gefunden wurde, die die besten Ergebnisse lieferte. Das in Abb.41 schematisch dargestellte Verfahren wurde im Stapel-Modus auf alle Bilder angewandt.

Bei den unterschiedlichen Schritten wurden die folgenden Parametereinstellungen angewandt:

- *Erstellung der Bildvorlage I*
    - *1*. Rot-Kanal minus Blau-Kanal
        - Generiert: R-B
- *Erstellung der Bildvorlage II*
    - 1. Rot-Kanal minus Grün-Kanal
        - Generiert: R-G
    - 2. Brightness Inversion
        - Einstellung:
            - Ignore Zero eingeschaltet
            - Inverse eingeschaltet
        - Generiert: (R-G)inv
    - 3. Zweite Brightness Inversion
        - Einstellung:
            - Ignore Zero eingeschaltet
            - Inverse ausgeschaltet
        - Generiert: ((R-G)inv)inv
- *Erstellung der Bildvorlage III*
    - *1*. Bildvorlage I / Bildvorlage II
        - Generiert: Endratiobild
- *Filterung auf Endratiobild*
    - *1.* Filter: Focal Analysis
        - Einstellung:
            - Fenstergroße = 7 x 7
            - Funktion = Max
    - 2. Filter: Convolution
        - Einstellung:
            - Kernel = 11 x 11 Low Pass
            - Low Pass
        - Viermal hintereinander angewandt
        - Generiert: Optimiertes Endratiobild
- S*uche des Schwellenwerts zur Abtrennung der Kronenflächen auf dem optimierten Ratiobild*
    - 1. Funktion: Break Points (Level Slice)
        - Einstellung:
            - Rotate = 90
            - Shift = 60

Anhand der so generierten SW-Bilder und des früher generierten DSMs wurde ein 8-Bit-SW-*Orthophotomosaik* erzeugt, wobei die Kronenflächen in weiß und Boden und Unterwuchs in schwarz dargestellt werden. Die weißen Flächen der Kronen wurden mittels einer Erode-Filterung vom Rand aus in Richtung des Kronenzentrums gleichmäßig um etwa 0,5 m reduziert. Dafür wurde das Morphological Operateur-Modul mit den folgenden Parametereinstellungen angewendet:

- Funktion = Erode
- Size = 3 x 3

Das Orthophotomosaik wurde ins binäre Format umgewandelt wodurch die **Orthomosaikmaske** entstand.

Veranschaulichende Abbildungen zu den hier beschriebenen Prozessen befinden sich in Kapitel 4.1.1.

3.4.2 Generierung des 3D-Baumspitzen-Layers

Die Punktwolke aus der Stereokorrelation wurde mit der binären Orthomosaikmaske multipliziert, so dass alle zugeordneten Punkte beseitigt wurden, die sich zwischen den Kronen bzw. auf den inneren Rändern befanden. Auf diese Weise wurde ein Layer aus Punktinseln generiert, wobei jede dem zentralen Teil der Fläche jeder Krone entspricht.
Die neue Punktwolke wurde interpoliert (IDW-Modul von ArcMap) und dadurch ein zweites DSM aus voneinander isolierten **Inseln-DSM** gebildet. Die dabei angewandten Parametereinstellungen waren die folgenden:

- Output Cell Size = 0,2 m
- Power = 3
- Search Radius = Fest
- Distance = 0,5 m

Das Insel-DSM wurde einer Glättung- und einer Lokal-Maxima-Filterung (LM) unterzogen. Das Programm Image J mit den unten aufgelisteten Parametereinstellungen wurde dafür angewandt. Ein XY-georeferenziertes SW-Bild im TIF-Format mit den ermittelten LMs bzw. Baumspitzen wurde dabei erzeugt.

- Glättung:
    - Filtertyp = Gaussian Blur
    - Einstellung = Sigma Radius 4

- Lokal Maxima-Suche:
    - Filtertyp = Find Maxima
    - Einstellung = Noise Tolerance = 0,2

Das Bild mit den LMs wurde zu einem Punkt-Shapefile umgewandelt. Dieser **LM-Layer** enthält dann jede Baumspitze mit ihren XY-Koordinaten. Aus dem Insel-DSM wurde der fehlende Z-Wert jeder Baumspitze ausgelesen und dadurch ein **3D-Baumspitzenlayer** erzeugt.

Die 626 in den Stereomodellen manuell gemessenen Baumspitzen des schon erwähnten Referenz-Bereiches wurden als Bezug für die Auswertung der Qualität der Ermittlung und Verortung der Baumspitzen durch den Folgeansatz verwendet.

3.5 Generierung des 1968-DGMs

Die Ermittlung von Passpunkten für die Berechnung der Äußeren Orientierung der Bilder wurde durch die lange Zeitspanne zwischen der Aufnahme und den Geländemessungen, die Änderungen der Landnutzung und den Mangel an künstlichen oder natürlichen Strukturen, die als erkennbare räumliche Referenzen dienen könnten, erschwert. Die daraus resultierende Verteilung der Passpunkte im Überlappungsbereich ist daher nicht optimal. Der von den Untersuchungen betroffene Teil des Geländes (dunklerer Bereich in Abb.42) blieb von Geländereferenzmessungen ausreichend bedeckt.
Die Messung der XYZ-Koordinaten der neun ausgewählten Passpunkte wurde im Gelände mit D-GNSS durchgeführt. Die maximalen Fehler bei den Geländemessungen lagen bei ± 0,03m in der Lage und ± 0,05m in der Höhe.

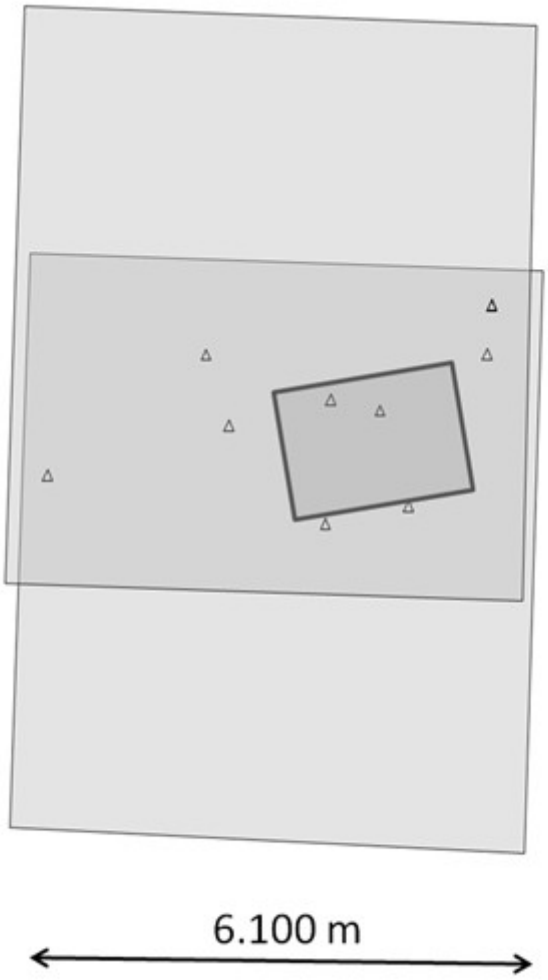


Abbildung 42. Passpunktverteilung im Überlappungsbereich des 1968er Stereobildpaars und 2006er Befliegungsbereich (dunkleres Viereck).

Eine Kontrastverbesserung des 1968er Stereobildpaars zur Optimierung der Bedingungen für die Suche der Verknüpfungspunkte und der späteren Stereokorrelation wurde durchgeführt.
Es konnte ein Kalibrierungsprotokoll der Firma Zeiss aus dem Jahr der Befliegung genutzt werden.
Die Berechnungen für die Äußere Orientierung wurden mittels des ERDAS-Moduls ORIMA durchgeführt.

Dabei wurden die folgenden Ergebnisse erreicht:

- Sigma = 0,72 Pixel
- Mittlerer Restfehler (RMSE):
    - X = 0,86 m
    - Y = 0,63 m
    - Z = 0,72 m

Die Stereokorrelation wurde mittels des *Classic ATE*-Moduls von ERDAS IMAGINE-LPS durchgeführt, wobei die folgenden Parameterwerte angewendet wurden:

Output cell size = 2 m

- Search Size = 9 x 9
- Correlation Size = 7 x 7
- Correlation Coefficient Limit = 0,70
- Smoothing = high

Ein unregelmäßiges Dreiecksnetz (*Triangulated Irregular Network*, TIN) wurde auf dieser Basis erzeugt. Das TIN wurde im Programm ArcMap mittels des *Inverse Distance Weight* (IDW)-Verfahren interpoliert. Dabei hat sich die folgende Einstellungskombination als die beste erwiesen, wodurch ein DGM mit 2 m Gitterweite erstellt wurde:

- Output cell size = 3m
- Power = 4
- Search radius = Fest
- Minimale Anzahl an Punkten = 150

Durch das Verfahren der *Focal Statistics* wurde das DGM in ArcMap geglättet. Die dabei angewandten Einstellungen waren:

- Neighborhood = Kreis
- Nachbarschaftseinstellungen = 81 Pixel
- Statistics type = Mean

In den Orthophotomosaiken beider Befliegungen wurden Bereiche gesucht, wo der Boden auf beiden Bildsätzen sichtbar bleibt und ihre Geländehöhe seit der Befliegung 1968 höchstwahrscheinlich unverändert geblieben ist. Auf diese Weise wurden 92 regelmäßig verteilte Punkte ausgewählt und deren X- und Y-Koordinaten bestimmt. Die Angleichung zwischen dem DSM- bzw. dem DGM-Z-Wert an jeder ausgewählten Stelle wurde kontrolliert und somit die Übereinstimmung beider 3D-Modelle eingeschätzt.

3.6 Normierung und Berechnung der forstlichen Kenngroßen

Bei der **Normierung** wird der Unterschied zwischen den absoluten Höhenwerten des 3D-Baumspitzen-Layers und denen des DGMs berechnet und somit die Höhe der Bäume festgestellt. Der Z-Wert jedes Punkts wurde aus dem DGM ausgelesen, wodurch der Wert der absoluten Höhe jedes Baumfußes ins 3D-Baumspitzen Layer-Shapefile integriert wurde.
Auf der Basis seiner Höhen wurde für jeden Baum durch Regressionsgleichungen der Brusthöhendurchmesser, das Stammvolumen, die Stammbiomasse, die gesamte Biomasse und der gespeicherte Kohlenstoff berechnet.
Ein Punkt-Shapefile mit jedem einzelnen verorteten Baum und seinen entsprechenden Merkmalwerten wurde generiert.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Maskierung der gesamten Punktwolke und Baumermittlung

Im Folgenden werden die Art und Reihenfolge der Operationen und die dabei gewählten Einstellungen analysiert, auf denen das Verfahren zur Generierung der Orthomosaik-Maske beruht (s. 3.4.1, Abb.41). Den Kern dieses Prozesses bildet die Schwellwert (*level slice*)-Technik. Ihre Anwendung erfolgt bei einigen Phasen empirisch auf der Basis von orientierenden Beobachtungen und Versuchs-und-Irrtum-Zyklen. Der Prozess bis zur endgültigen Ansatzstruktur ist daher zeitaufwendig und verlangt vom Operateur Geduld und Präzision, was für die Qualität der Ermittlung und Verortung der Baumspitzen entscheidend ist.
Die Struktur und die Einstellungswerte des im Rahmen dieser Arbeit angewandten Ansatzes sollen lediglich für die Bedingungen geeignet sein, die diese spezifische Kombination von Wald, Befliegung und Ziel darstellt. Der Ansatz ist nicht direkt auf andere Situationen übertragbar. Für jede neue Situation muss die Art und die Reihenfolge der Operationen sowie ihre Einstellungen neu festgestellt werden. Die im Folgenden vorgestellte Beschreibung der unterschiedlichen Phasen bis zur Orthomaske und die Analyse und Charakterisierung einiger der dabei gefundenen Probleme und ihrer Lösungen sind hierbei als Orientierung zu betrachten.

4.1.1 Radiometrie der wichtigsten Elemente im Objektraum und Anwendung der Schwellwert-Technik

Wie in 2.2.2.2 beschrieben, wurde zur Charakterisierung der Verteilung der Pixelgrauwerte bei Kronen, Boden und Unterwuchs im R-, G- und B-Kanal ein repräsentatives Bild ausgewählt. Verteilt auf der gesamten Fläche, wurden für jedes der drei Landschaftselement 137 Stichprobenpunkte digitalisiert. Der so erzeugte Punkt-Layer ermöglichte die systematische Erhebung der Grauwerte immer auf denselben Bildkoordinaten, so dass die Stelle der Messungen zwischen den unterschiedlichen radiometrischen Darstellungen des Bildes konstant und somit vergleichbar bleibt. Mittels dieses Systems wurden Grauwertmessungen auf vier Bilddarstellungsalternativen durchgeführt: R-, G- und B-Kanal, und die Graustufendarstellung des RGB-Bildes. Um die Häufigkeit der Grauwerte innerhalb jedes der drei Objekte zu analysieren, wurden 25 Grauwertklassen in 10er-Wertintervallen generiert. Jede Messung eines Landschaftselements wurde danach einem

Wertintervall zugeordnet. Abb.43 bis 45 zeigen die Häufigkeitsdiagramme für jeden der drei Kanäle, sowie Bildausschnitte der RGB- und der jeweiligen Kanal-Darstellung.

Vegetationsschichten reflektieren typischerweise am stärksten die Strahlung innerhalb des G-Spektralbereichs. Im B- und R-Bereich wird Energie absorbiert bzw. schwächer reflektiert, da sie für die Photosynthese angewendet wird (*Albertz, 2013. S.18-21; Chen, 2014. S.380-385; Chuvieco, 2020. S.34-37*).
Auf der Abbildung 43 lässt sich erkennen, wie durch die niedrige Reflektion im **Blaubereich** alle drei Bildobjekte niedrige Grauwerte erzeugen (etwa 0 bis 140) bzw. dunkel dargestellt werden. Hierbei erzeugte der Boden die hellsten Pixel, da die Pflanzenschicht auf dem Boden relativ dünn und spärlich ist. Der Unterwuchs absorbiert relativ stark in dieser Wellenlänge. Als unterste Schicht des Bestands bekommt er außerdem weniger Licht, das reflektiert werden konnte. Somit werden hierbei ausschließlich Grauwerte unter 40 gemessen.
Aus dem Histogramm wird offensichtlich, dass sich die Landschaftselemente in Bezug auf ihren Grauwertumfang überschneiden. Dabei ist kein Grauwertintervall zu erkennen, durch das mindestens eines der drei Elemente abgesondert werden kann.

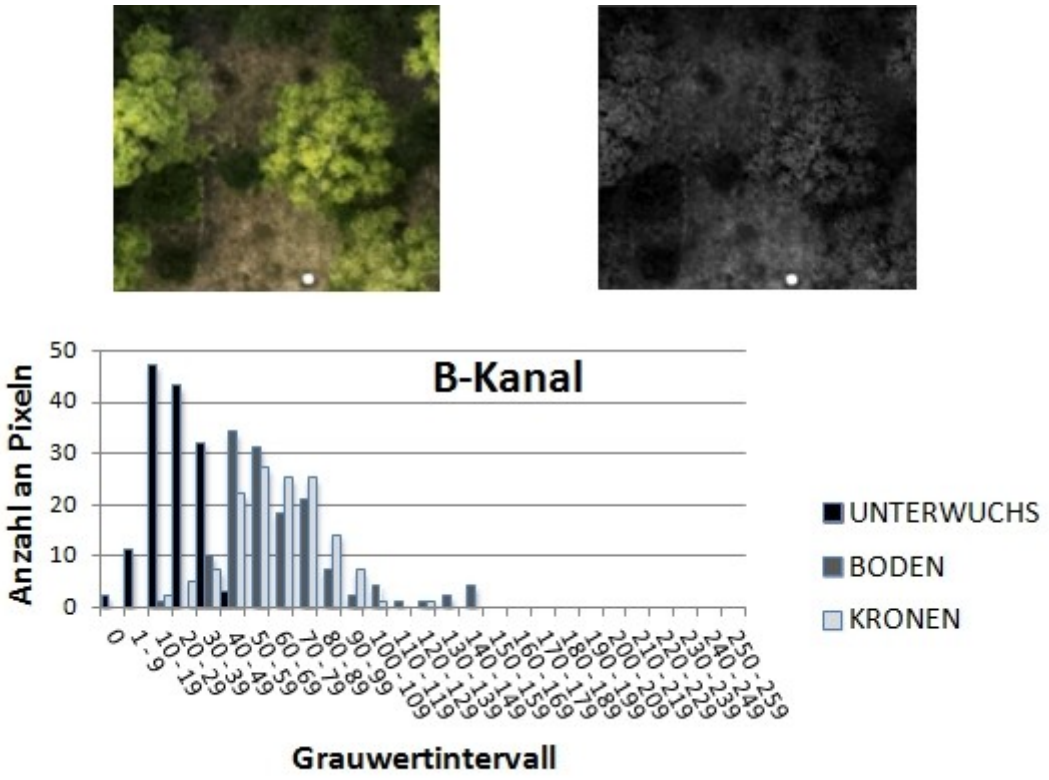


Abbildung 43. Häufigkeitsverteilung der Grauwerte im Blaubereich für jedes der drei Landschaftselemente, sowie Bildausschnitte der RGB- und der B-Kanal-Darstellung. *Oben: Bildausschnitt mit Kronen, Unterwuchs und Boden in RGB (links) bzw. B-Kanal (rechts) dargestellt. Unten: Grauwerthäufigkeit der drei Objekte (n = 137) im B-Kanal. Die Grauwerte der Pixel der drei Landschaftselemente überschneiden sich in ihren Grauwertintervallen und verhindern somit eine direkte Anwendung des gleichen Schwellwerts für alle drei Kanäle.*

Die Grauwerte sind relativ zu sehen da sie von der gewählten Belichtungszeit und Blendenzahl dominiert werden. Die Empfindlichkeit der einzelnen Farbkanäle ist an das visuelle menschliche Sehen angepasst. Die höhere Reflektion der pflanzlichen Gewebe im **Grünbereich** verursacht entsprechend die höheren Grauwerte bei den drei Landschaftselementen (Abb.44). Der Unterwuchs zeigt hierbei ebenfalls niedrigere Grauwerte als Boden und Kronen. Grund dafür ist die dunklere grüne Farbe, die in der Regel bei im Schatten wachsenden Pflanzen vorkommt, und die bereits erwähnte tiefere Lage im Standortprofil. Im Vergleich zu der Darstellung des B-Kanals (0 bis 50) sind die Grauwerte allerdings insgesamt höher (10-90). Die höheren Grauwerte der Kronen (100 bis 250) sind die Konsequenz aus der helleren Laubfärbung im Vergleich zum Unterwuchs und der intensiveren Rückstrahlung aufgrund ihrer Lage in der vertikalen Struktur des Waldes. Die Vegetation des Bodens zeigt eine deutlich hellere grüne Färbung als die des *Eucalyptus*-Unterwuchses, aber bleibt immer noch dunkler als die Kronen. Das Histogramm zeigt, dass es im G-Kanal durch einen Schwellwert für den Grauwert zwischen 90 und 100 möglich wäre, die Kronen vom Unterwuchs zu trennen. Die Kronen könnten allerdings unter diesen Umständen nicht sicher vom Boden ausgesondert werden, da beide Elemente den Bereich der Grauwerte 100 bis 150 miteinander teilen.

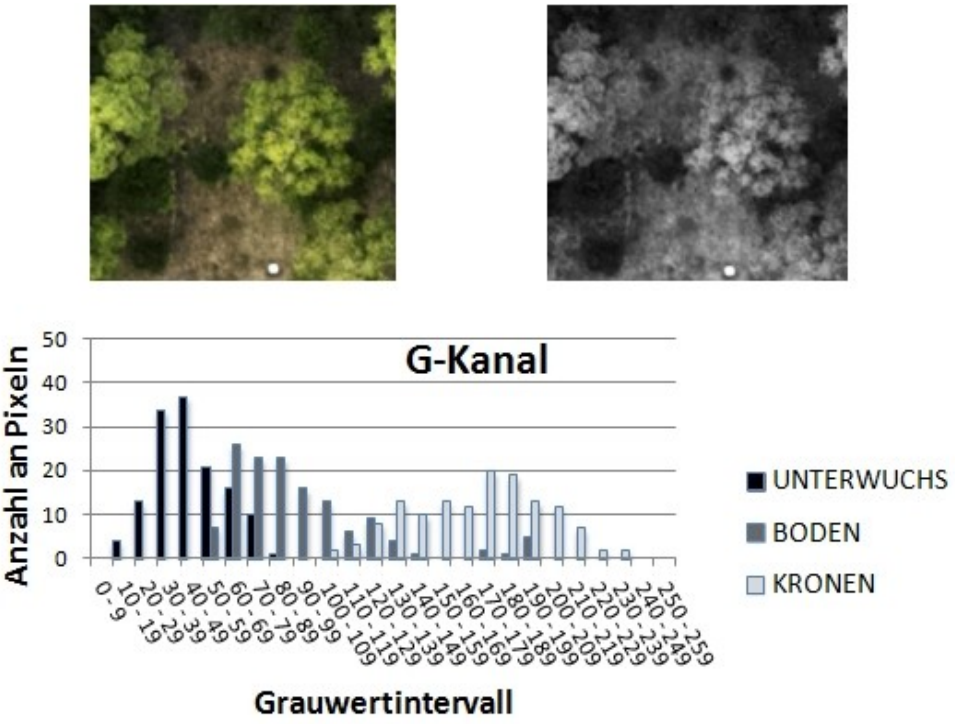


Abbildung 44. Häufigkeitsverteilung der Grauwerte im Grünbereich. *Oben: Bildausschnitt mit Kronen, Unterwuchs und Boden in RGB (links) bzw. G-Kanal (rechts) dargestellt. Unten: Grauwerthäufigkeit der drei Objekte (n = 137) im G-Kanal. Die Grauwerte der Pixel der drei Landschaftselemente überschneiden sich und verhindern somit eine direkte Anwendung einer Schwellwert-Technik.*

Auf dem **R-Kanal** (Abb.45) wäre bei allen drei Objektarten eine leicht stärkere Absorption zu erwarten bzw. eine allgemeine dunklere Darstellung als beim G-Kanal, da Chlorophyll Licht im R-Bereich relativ stark absorbiert. Interessanterweise sind die Reflektionswerte beider Kanäle ähnlich hoch und bilden somit fast identische Grauwerthistogramme.

Im Falle der Kronen wird die Strahlung im Grauwertbereich von 90 bis 240 reflektiert, was dadurch erklärt werden könnte, dass: a) ein Teil der Einstrahlung am Ende des roten Bereichs -noch vor dem nahen Infrarot- von den Eucalyptus Blättern in der Regel relativ intensiv reflektiert wird (*Datt, 1999; Stone et al., 2001; Coops et al., 2004*), und b) die zuvor erwähnte Transparenz der Krone, die die Rückstrahlung aus den R-reflektierenden mit Rinde bedeckten Teilen des Kroneninneren durchlässt. Die relativ hohen Grauwerte des Bodens im R-Kanal (50 bis 210) könnten auf die schon erwähnte spärliche Pflanzenschicht auf dem hellbraunen Boden sowie auf die Kreide-Felsen und Baumüberreste (im Falle der *Eucalyptus Grandis* sind diese hell grau-braun) zurückzuführen sein. Wie beim G-Kanal, wäre hierbei eine Trennung zwischen Kronen und Unterwuchs durch einen Schwellwert möglich (hierbei zwischen 70 und 90), nicht aber zwischen Kronen und Boden.

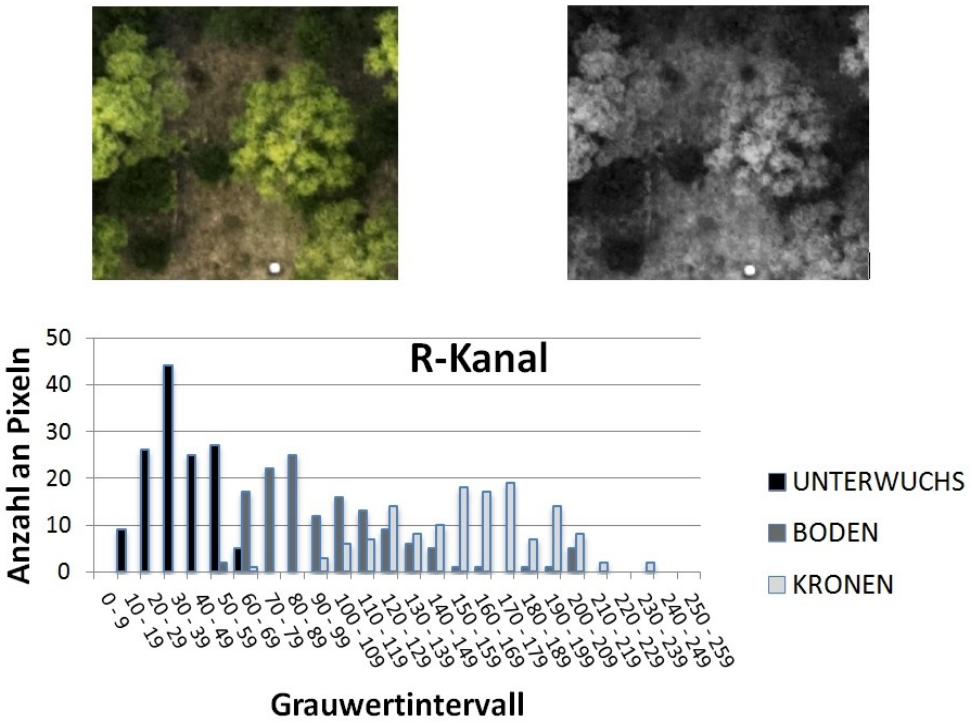


Abbildung 45. Häufigkeitsverteilung der Grauwerte im Rotbereich für jedes der drei Landschaftselemente, sowie Bildausschnitte der RGB- und der R-Kanal-Darstellung. *Oben: Bildausschnitt mit Kronen, Unterwuchs und Boden in RGB (links) bzw. R-Kanal (rechts). Unten: Grauwerthäufigkeit der drei Objekte (n = 137) im R-Kanal. Die Grauwerte der Pixel der drei Landschaftselemente überschneiden sich in ihren Grauwertintervallen und verhindern somit eine direkte Anwendung der Schwellwert-Technik.*

Das Schwellwert-Verfahren könnte ebenfalls auf die **Grauwert-Darstellung** (Abb.46 rechts) des RGB-Bildes (Abb.46 links) angewendet werden. Abb.47 zeigt die Ergebnisse der Stichproben aus der gerade erwähnten Bilddarstellung. Obwohl sich die Mittelwerte von Kronen-, Boden- und Unterwuchsmessungen deutlich voneinander unterscheiden (189; 84 und 34), könnte hierbei durch einen Schwellwert von 70 ebenfalls lediglich der Unterwuchs von den Kronen getrennt werden.

Die gerade beschriebenen radiometrischen Überschneidungen der drei Landschaftselemente machen die Anwendung des Schwellwert-Verfahrens für eine Absonderung der Kronen vom Rest der

Landschaft unter diesen Umständen nicht möglich. Die Erzeugung von Ratiobildern auf der Basis der einzelnen Kanäle biet*et al*lerdings weitere Möglichkeiten, wie nachfolgend beschrieben.

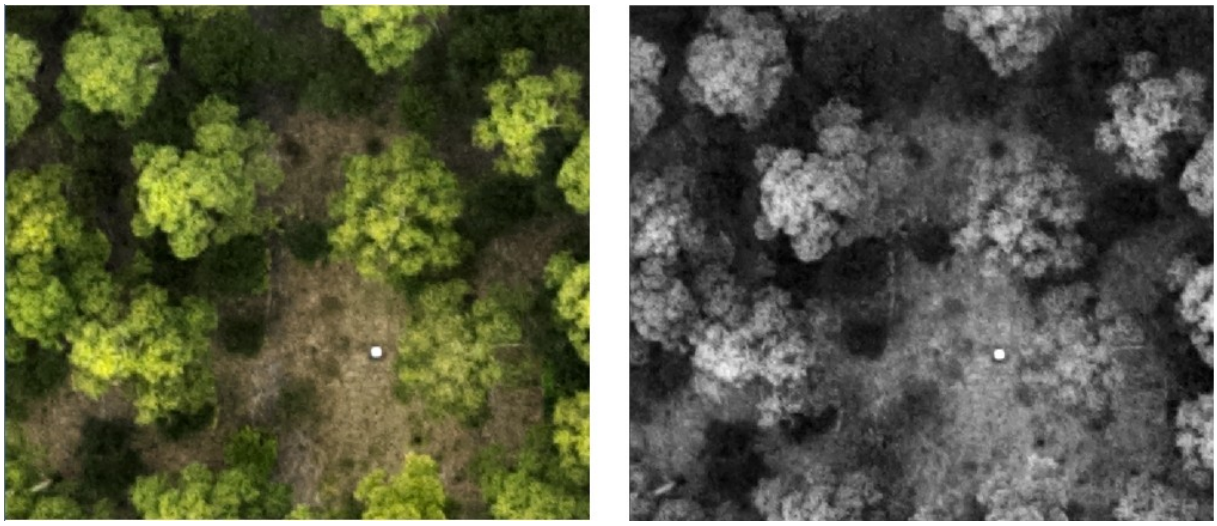


Abbildung 46. Repräsentativer RGB-Bildausschnitt des Geländes mit Kronen, Unterwuchs, Boden und einer weißen Holzplatte (=Passpunktsignalisierung) (unten rechts) in RGB (links) bzw. in panchromatischen Graustufen (rechts) dargestellt.

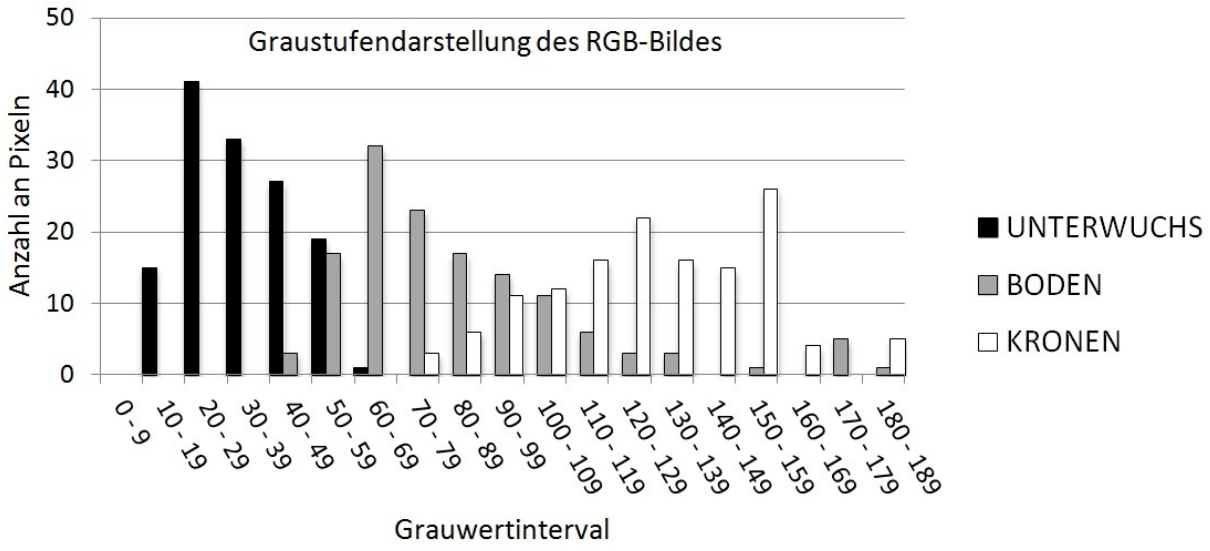


Abbildung 47. Häufigkeitsverteilung der panchromatischen Grauwerte (n = 137) der Unterwuchs-, Boden- bzw. Kronen. *Die Grauwerte der Pixel der drei Landschaftselemente überschneiden sich in ihren Grauwertintervallen und verhindern somit eine direkte Anwendung der Schwellwert-Technik*

4.1.2 Trennung der Kronenflächen von den anderen Landschaftselementen durch Ratiobilder

Das nach der Arbeitshypothese II entworfene Verfahren für die Generierung der binären Orthomaske verwendet fünf aufeinander folgenden Operationen (Abb.41), wodurch die Endratiobilder entstehen. Nachfolgend wurden die Endratiobilder mittels der Anwendung radiometrischer Filter weiter verarbeitet, so dass eine komplette Isolierung der Kronen möglich ist. Die so optimierten Bilder wurden anschließend dem Schwellwert-Verfahren unterzogen, das zu binären Bildern führt. Sie wurden direkt für die Generierung eines Orthophotomosaiks bzw. für die Orthomaske genutzt.

Das zuvor erwähnte Stichprobensystem aus einem Punkt-Layer wurde hierbei wieder angewandt, um die Grauwertverteilung innerhalb jedes generierten Ratiobilds zu analysieren. In diesem Fall wurde allerdings nicht der Mittelwert der 137 Beobachtungen als Referenzwert genutzt, sondern der Modalwert; d.h., jener Wert innerhalb der drei Messsätze mit n =137 der am häufigsten vorkommt. Er stellt daher keinen *Durchschnitts*wert dar, sondern den *dominierenden* Wert. Dies hat den Vorteil, dass er von Ausreißern bzw. extremen Messwerten weniger beeinflusst wird, wie es im Fall der Mittelwerte ist. Aus diesem Grund erscheinen sie für die Charakterisierung der Wirkung jeder Operation geeigneter als die Mittelwerte. Tab.10 stellt die beobachteten Modalwerte in jedem Landschaftselement nach Anwendung der Operationen bzw. nach dem Filterungsprozess (Optimiertes Bild) vor.

Objekt im Bild	Ermittelter Modalwert						
	Grauwerte	R-B *(Vorlage I)*	R-G	(R-G)inv	((R-G)inv)inv *(Vorlage II)*	Endratiobild *(Vorlage I / Vorlage II)*	Optimiertes Bild
Kronen	126	71	0	46	1	71	93
Boden	64	40	9	2	45	1	1
Unterwuchs	26	13	0	46	1	13	15

Tabelle 10. Ermittelte Modal-Grauwerte von Kronen, Boden und Unterwuchs bei der Graustufen-Darstellung des RGB-Bildes der fünf erzeugten Ratiobilder und des durch Filterung optimierten Bildes. *Ein Vergleichsbildausschnitt aus jedem Schritt der Binärmaskengenerierung ist jeweils in Abb.48; 51; 53; 54; 56; 59; 60 präsentiert.*

Jeder Schritt des Verfahrens bis zum optimierten Bild wird nachfolgend im Einzelnen analysiert.

a) Ratiobild R minus B (generiert wird Vorlage I)

   Der Operator berechnet für jedes Pixel die Grauwertdifferenz zwischen dem R- und dem B-Kanal. Durch die so erzeugten niedrigen Werte (Tab.10) wurde das Ausgabebild generell dunkler (Abb.48 rechts). Das Verhältnis zwischen den Grauwerten der drei Objekte blieb allerdings konstant. Die weiße Kontrollfläche wird dabei schwarz dargestellt, da sie den Wert 0 (aus 255-255) annimmt.

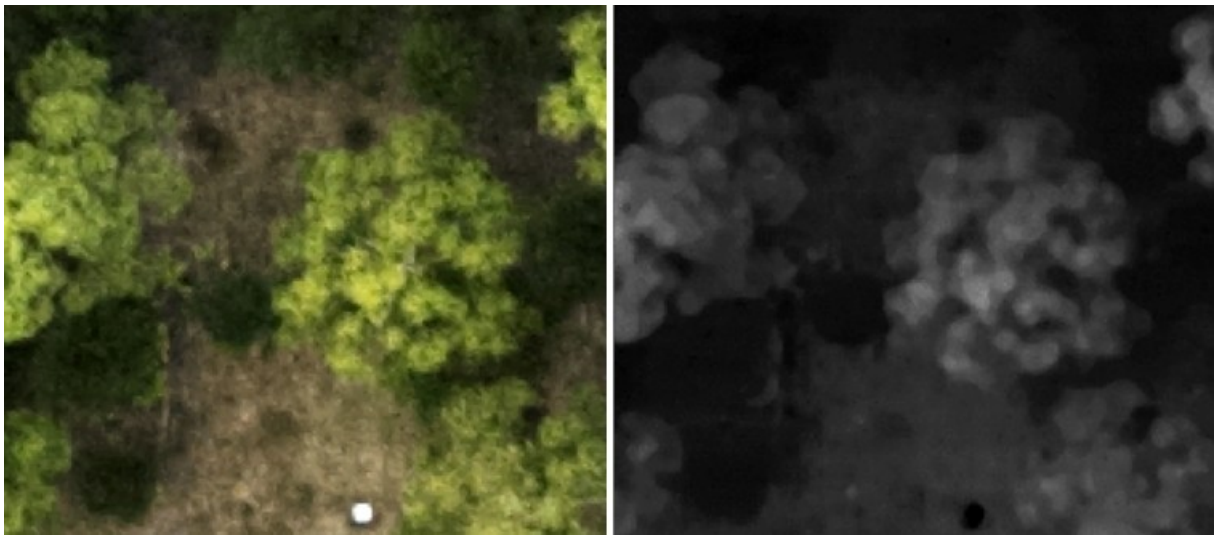


Abbildung 48. Ausschnitt des RGB-Bildes (links) und des Ratiobildes R-B (rechts).

Das Häufigkeitsdiagramm im Abb.49 zeigt die allgemein niedrigeren Werte, die durch die Subtraktion generiert wird, und dass die Trennung der Grauwerte der drei Objekte deutlicher wurde als bei der Graustufen-Darstellung des RGB-Bildes (Abb.46). Parallel findet eine Gruppierung der Grauwerte des Bodens und des Unterwuchses auf schmalere Wertintervalle statt (0 bis 29 bzw. 10 bis 69).
Dieses Bild wird als Zähler (Bildvorlage I) bei einer späteren Operation im Schritt „e“ genutzt.

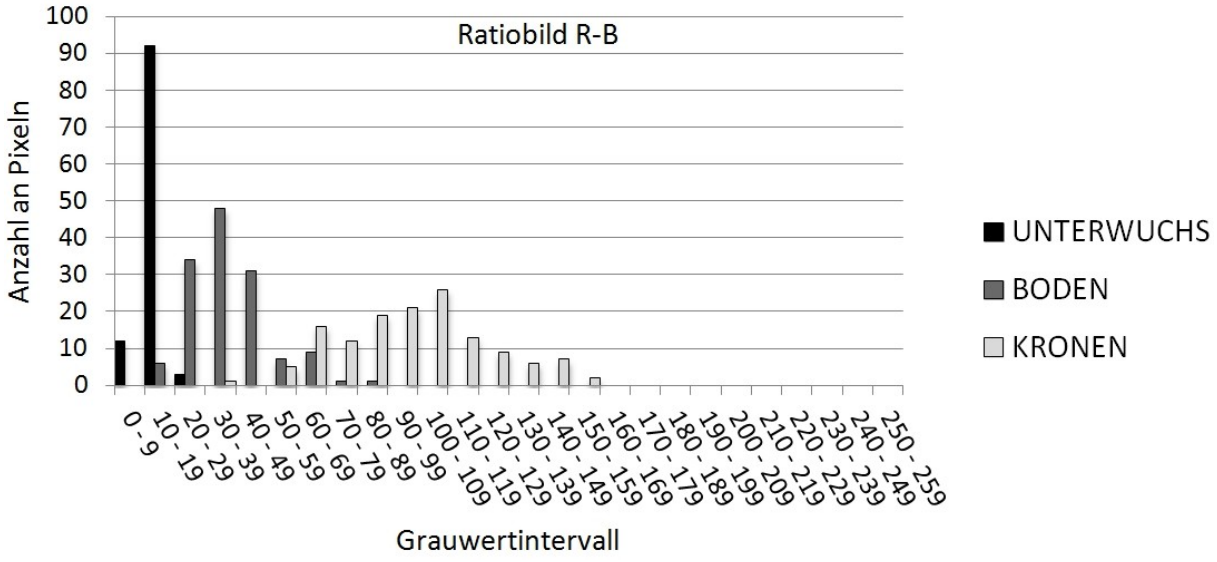


Abbildung 49. Grauwerthäufigkeit der drei Objekte (n = 137) im Ratiobild R-B.

b) Ratiobild R minus G (generiert wird R-G)

Diese Subtraktion generiert im Falle der Kronen und des Unterwuchs überwiegend negative Werte (135 der 137 Messungen), die im Ausgabebild den Grauwert 0 annehmen (Tab.10 und

Abb.50). Der Boden zeigt in der Regel Pixel mit positiven Werten (131 der 137 Messungen), die sich im Bereich 1 bis 19 gruppieren. Neben den Änderungen der Mittel- und Modalwerte, verursachte der Operator zusätzlich eine Reduzierung der Wertspanne bzw. der Standardabweichung innerhalb jedes Landschaftselements, die im Häufigkeitsdiagramm in der Abb.47 offensichtlich wird.
Die weiße Kontrollfläche nimmt hierbei wieder den Wert 0 an.

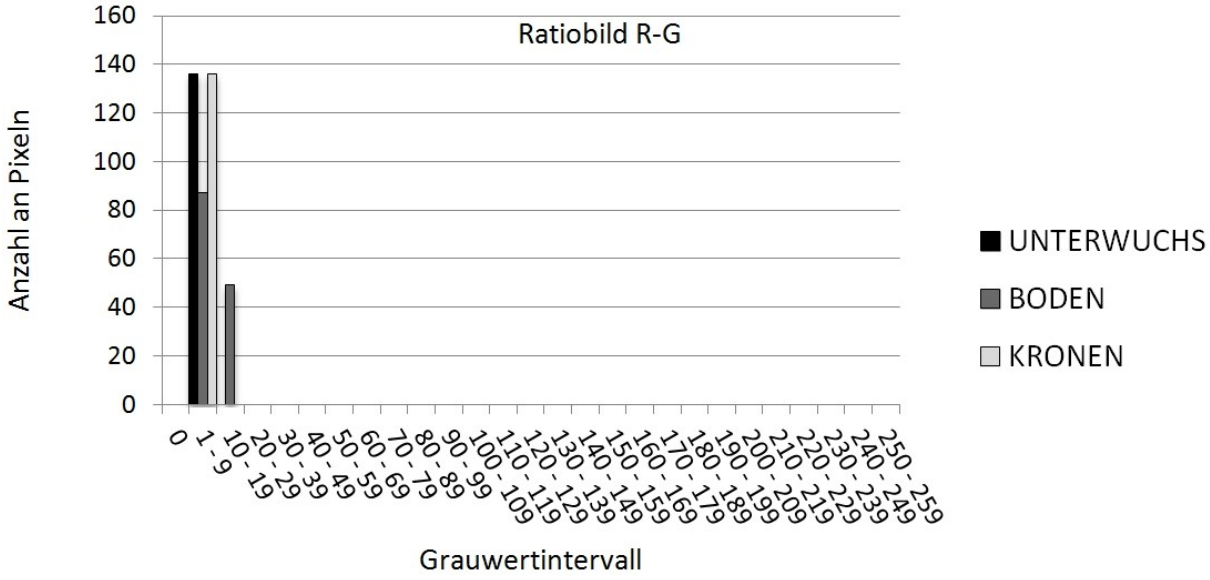


Abbildung 50. Grauwerthäufigkeit der drei Objekte (n = 137) im Ratiobild R-G.

Es handelt sich um eine relativ kleine Grauwertdifferenz, die am entsprechend sehr schwachen visuellen Unterschied zwischen Schwarz (Kronen und Unterwuchs) und Dunkelgrau (Boden) im Ausgabebild schwer zu erkennen ist (Abb.51). Dieser Operation gelingt eine zwar *schwache aber saubere* Trennung des Bodens vom Rest der Landschafsobjekte.

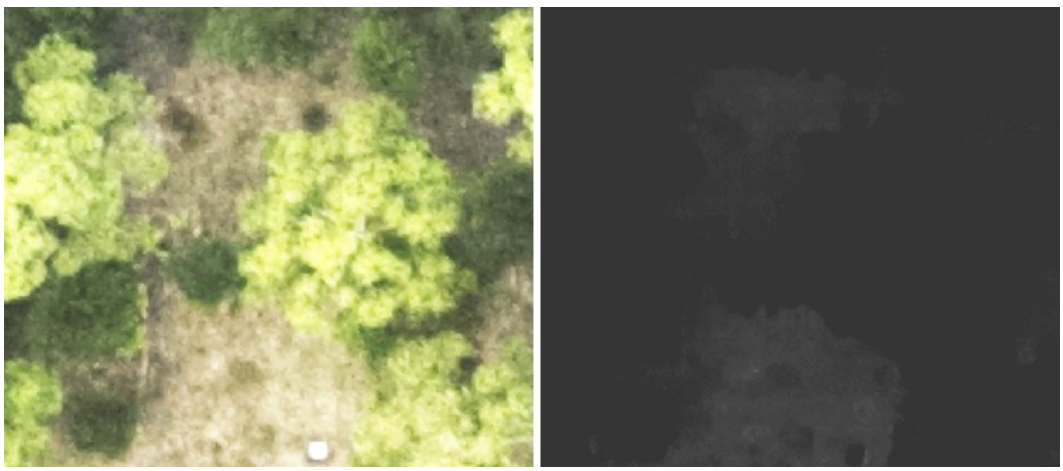


Abbildung 51. Ausschnitt des RGB-Bildes (links) bzw. des Ratiobilds R-G (rechts). Helligkeit und Kontrast der Abbildungen wurden für die Veröffentlichung der Arbeit nachträglich erhöht, so dass die Unterschiede innerhalb des sonst zu dunkeln Ratiobild für den Leser erkennbar werden.

Bei der Umkehrung von R-G werden die Grauwerte so umgewandelt, dass die minimalen Werte zu maximalen werden und umgekehrt. Die Option "*inverse*" wurde bei der Operation aktiviert, so dass das Programm eine zusätzliche Streckung der Grauwerte durchführt. Dies erklärt, dass die Beobachtungen nicht genau den umgekehrten Wert auf der Scala 0 - 255 nehmen (für genauere Angaben zur dabei vom Programm angewandten mathematische Funktionen s. *ERDAS, 2009b. S.478*).
Wie das Häufigkeitsdiagramm (Abb.52) zeigt, bleiben nach dieser Operation die Standardabweichung und die Wertspanne der Messungen bei jedem Objekt niedrig. Im Falle des Bodens konzentriert sich die Mehrheit der Beobachtungen auf das Intervall 0 bis 9 mit einem Modal-Grauwert von 2. Alle Beobachtungen der Kronen und des Unterwuchs lieferten Werte im Bereich 40 bis 49. Nur 6 Messungen auf dem Boden befinden sich im gleichen Wertebereich wie Kronen und Unterwuchs.

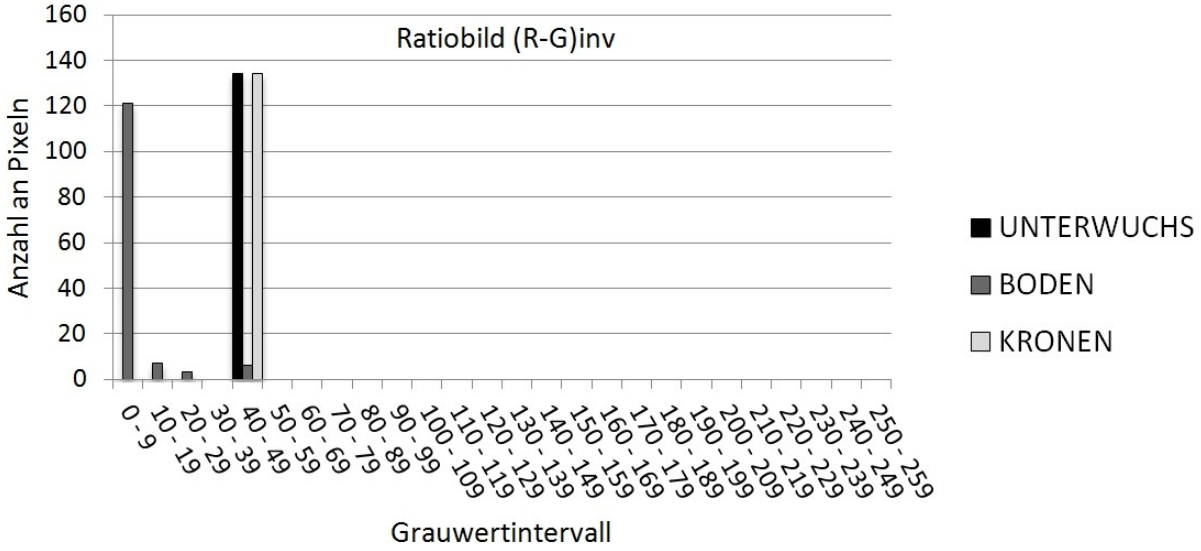


Abbildung 52. Grauwerthäufigkeit der drei Objekte (n = 137) im Ratiobild (R-G)inv.

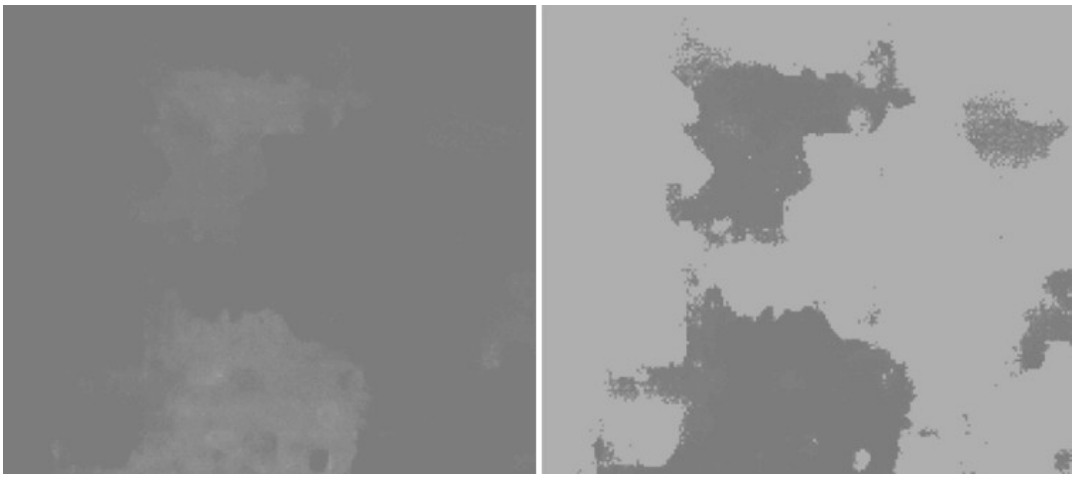


Abbildung 53. Ausschnitt des Ratiobildes R-G (links) bzw. des Ratiobildes (R-G)inv (rechts). Helligkeit und Kontrast der Abbildungen wurden für die Veröffentlichung der Arbeit nachträglich erhöht, so dass die Unterschiede innerhalb der sonst zu dunkeln Ratiobilder für den Leser erkennbar werden.

Diese Operation schaffte somit eine zufriedenstellende Reduzierung der Streuung bzw. eine Konzentration der Grauwerte der Kronen bzw. Unterwuchs und erweiterte gleichzeitig ihre Differenz zu denen des Bodens. Diese klare radiometrische Trennung zwischen den Objekten lässt sich in der Abb.53 gut erkennen.

c) Umkehrung vom Ausgabebild (R-G)inv. (generiert wird Vorlage II ((R-G)inv.)inv.)

Die neue Umkehrung des Ratiobildes wird ohne die zuvor angewandte *Inverse*-Funktion durchgeführt. Es findet daher keine Streckung statt und das Ausgabebild besteht aus den direkt umgekehrten Grauwerten des Eingabebildes (Abb.54 und 55).

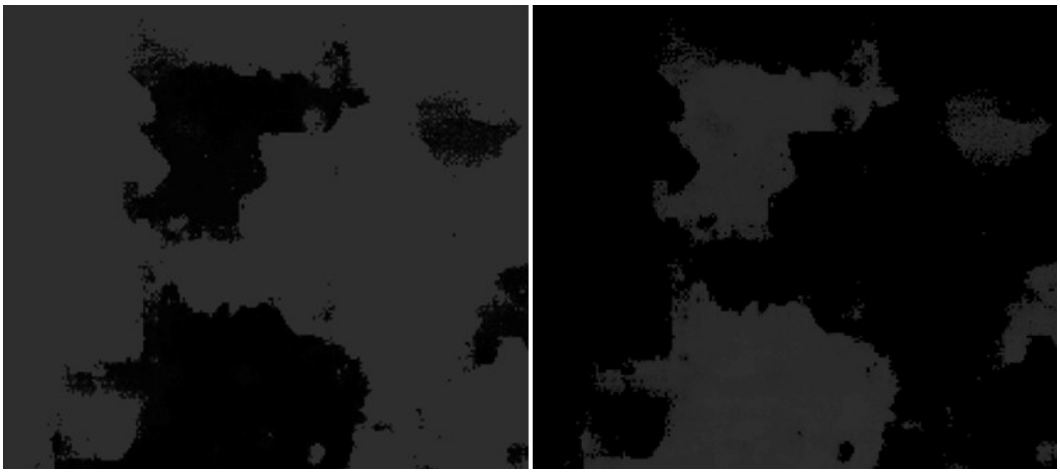


Abbildung 54. Ausschnitt des Ratiobildes (R-G)inv. (links) bzw. des Ratiobildes aus seiner Umkehrung ((R-G) inv.)inv. (rechts).

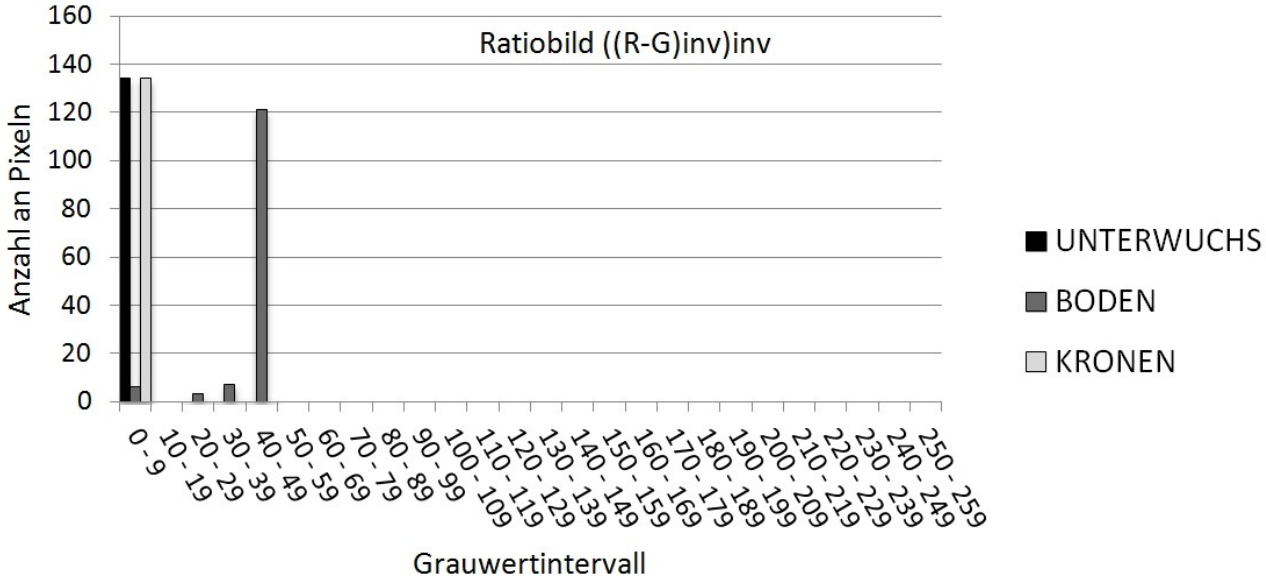


Abbildung 55. Grauwerthäufigkeit der drei Objekte (n = 137) im Ratiobild ((R-G)inv.)inv.

Nach dieser radiometrischen Transformation weisen Kronen und Unterwuchs den Modal-Grauwert 1 und der Boden den Wert 46 auf. Dieses Bild wird als Nenner (Bildvorlage II) bei der nächsten Operation genutzt.

d) Vorlage I dividiert durch Vorlage II (generiert wird das Endratiobild)

Die Bildvorlage I zeigt eine relativ gute Trennung der Grauwerte für jedes Landschaftsobjekt (Tab.11), die allerdings aufgrund der Überschneidungsbereiche zwischen Kronen und Boden bzw. zwischen Boden und Unterwuchs nicht komplett ist (Abb.49). In der Vorlage II nehmen Kronen und Unterwuchs den Wert 1 an, während der Boden etwa den gleichen Wert wie in der Vorlage I zeigt. Nach einer Division Vorlage I / Vorlage II ist es daher zu erwarten, dass *die daraus resultierenden Grauwerte vom Boden minimale Werte annehmen, da Zähler und Nenner relativ ähnliche Werte haben (40 und 45). Kronen und Unterwuchs werden dagegen durch 1 dividiert und sollen daher unveränderte Werte zeigen.*

Objekt im Bild	Beobachtete Modal-Grauwerte		
	Vorlage I	Vorlage II	Vorlage I / Vorlage II
Kronen	71	1	71
Boden	40	45	1
Unterwuchs	13	1	13

Tabelle 11. Ermittelte Modal-Grauwerte der Kronen, des Bodens und des Unterwuchses in den zwei Bildvorlagen und im Endratiobild (Vorlage I/ Vorlage II).

Die Messungen im Ausgabebild nach der Durchführung der Operation (Tab.11, Spalte Vorlage I/Vorlage II) stimmen mit den gerade erwähnten Erwartungen überein. Dabei wurde ein Bild mit hellen Kronen (71) erzeugt, die sich vom dunkleren Unterwuchs (13) bzw. vom noch dunkleren Boden (1) klar differenzieren (Abb.56).

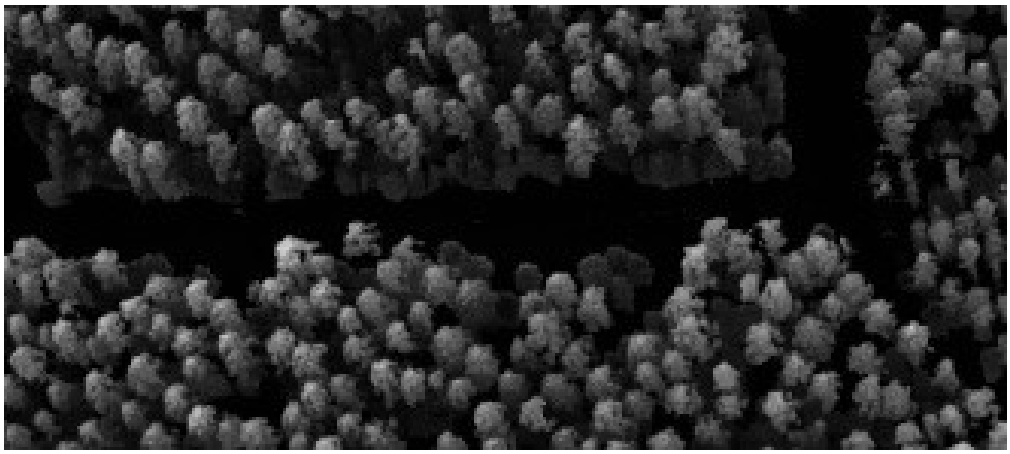


Abbildung 56. 90x40 m Ausschnitt des Endratiobildes (Vorlage I / Vorlage II). *Die hellen Kronen differenzieren sich eindeutig vom Boden und Unterwuchs, die dunkel dargestellt werden.*

Die **radiometrische Trennung zwischen den Messungen auf den Kronen und denen auf Boden und Unterwuchs** lässt sich auf dem Histogramm in Abb.57 deutlich erkennen.

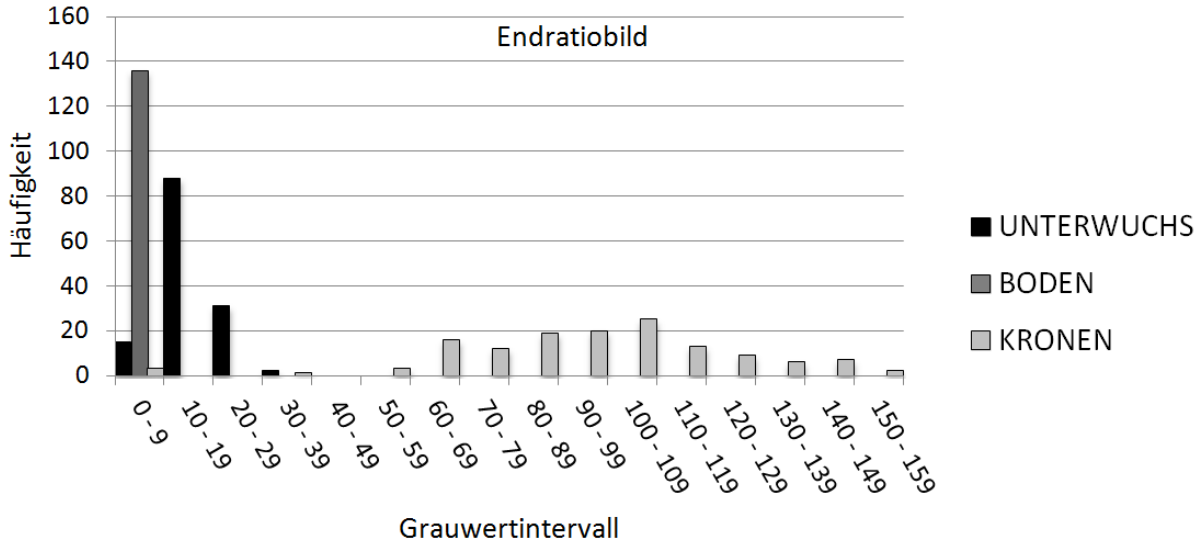


Abbildung 57. Grauwerthäufigkeit der drei Objekte (n = 137) im Endratiobild. *Die Kronen weisen keinen gemeinsamen Grauwert mit dem Boden oder dem Unterwuchs auf. Sie werden durch ein leeres Grauwertintervall im Bereich 30 bis 49 vom Rest der Landschaft getrennt.*

Die Analyse der Verteilung der Grauwerte zeigt allerdings, dass 3 der 137 Kronen der Stichprobenahme sich im Grauwertintervall 0 bis 9 befinden und daher nicht von den Boden- und Unterwuchs-Pixeln differenziert werden könnten (Abb.57). Diese atypischen Ergebnisse stammen aus rauschähnlichen Flecken innerhalb der Kronenfläche, die aus einzelnen oder aus Inseln von relativ wenigen Pixeln mit dem Grauwert 1 bestehen (Abb.58). Der Ursprung dieser Ausreißer befindet sich in der schon erwähnten Grauwertstreckung, die bei der Umkehrung vom Ausgabebild R-G stattfindet. Aus diesem Grund sind diese Fehler innerhalb des Bildes regelmäßig verbreitet. Sie tauchen ebenfalls als „helles Rauschen“ innerhalb der dunkleren Oberfläche des Bodens bzw. des Unterwuchs auf.

Vor der Anwendung der Schwellwert- Aufteilung wurde eine Glättung der Bilder durchgeführt, die zwei Haupteffekte hatte: Sie beseitigte die oben erwähnten Ausreißer-Pixel und gleichzeitig gab sie den Kronenumrissen eine bessere Kontinuität bzw. den Kroneninneren eine größere Homogenität.

Zwei Arten von Filteroperationen wurden durchgeführt. Zuerst wurde ein **Fokal *(Focal)*-Filter** mit einer 7 x 7-Filtermatrix mit aktivierter *Maximum-Funktion* angewendet. Dabei nimmt das Pixel im Zentrum der 7 x 7-wandernden Matrix den Wert jenes Pixels im Matrixfenster an, der am höchsten ist (*González und Woods, 2002. S.176-180*). Dadurch wird der schon erwähnte Rauscheffekt unterdrückt, indem die Ausreißer-Pixel einen höheren Grauwert annehmen. Zusätzlich wurden die dunkleren Bereiche zwischen den Subkronen wesentlich kleiner und heller. Auf der Abb.59 lässt sich die radiometrische Homogenisierung erkennen, die diese Filterung innerhalb der Kronenflächen verursachte.

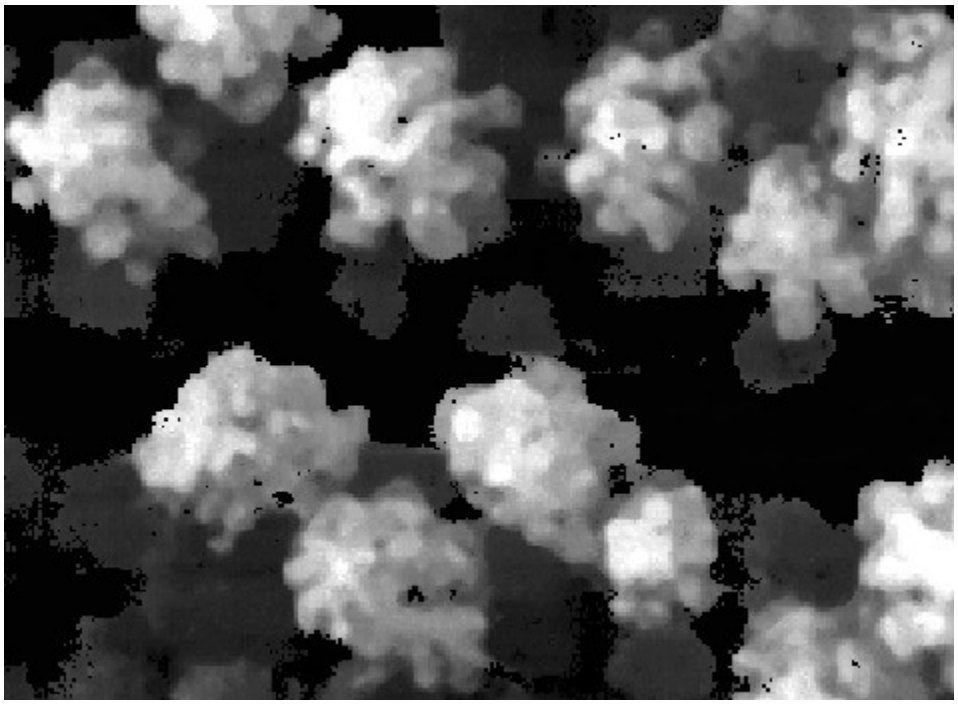


Abbildung 58. Ausschnitt des Endratiobildes mit „Rausch-Flecken“. *Der beschriebene Rauscheffekt wird durch die nachfolgenden Filterungsprozesse unterdrückt.*

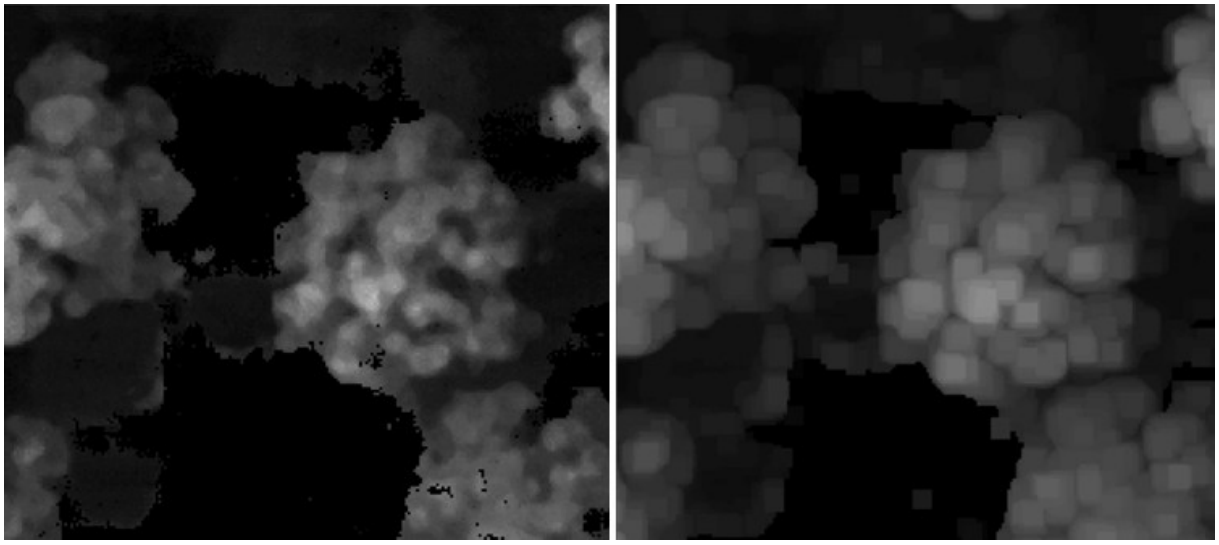


Abbildung 59. Ausschnitt des Endratiobildes vor (links) und nach der Fokal-Filterung*. Rausch-Pixel werden dadurch beseitigt und die Kronenflächen werden homogener.*

Nachfolgend wurde ein **Faltungs *(Convolution)*-Filter** eingesetzt. Dabei wurde eine Tiefpassfilterungsfunktion mit einem Matrixfenster von 11 x 11 Pixeln aktiviert. Die Bilder wurden viermal hintereinander der erwähnten Filterung unterzogen. Der so eingestellte Filter gibt dem zentralen Pixel im wandernden Fenster den Mittelwert aus den Grauwerten der 121-Pixel der Filtermatrix (*González und Woods, 2002. S.176-180*) und wirkt dabei glättend (Abb.60). Der Effekt

dieser Operation ist eine weitere Homogenisierung der Objektflächen durch eine Senkung der Grauwertvariation *innerhalb* jedes Objekts.

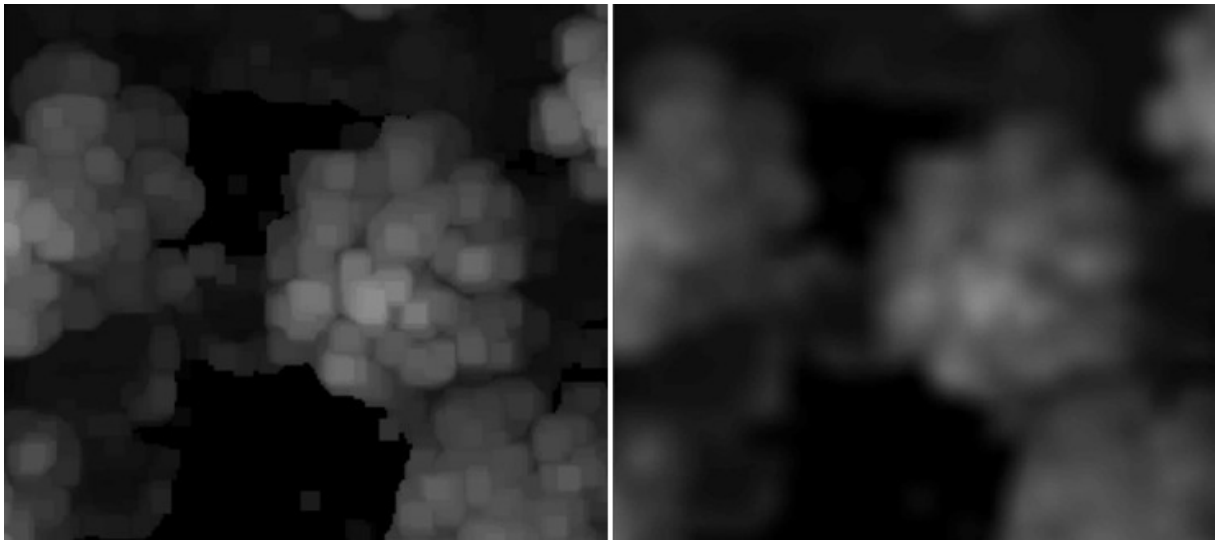


Abbildung 60. Ausschnitt des Endratiobildes nach der Fokal-Filterung (links) bzw. nach der nachfolgenden Anwendung des Faltungs-Filters. *Kronen- Boden- und Unterwuchsflächen werden dadurch homogener.*

Das Endergebnis der gerade beschriebenen Reihe von Operateure- und Filteranwendung ist eine deutliche Verringerung der Streuung (Standardabweichungen) der Grauwerte *innerhalb* jedes Objekts (Tab.12) und eine Erweiterung der Grauwertdifferenz zwischen den Kronen und dem Rest der Landschaft.

Objekt im Bild	Ermittelter Grauwert			
	Graustufen-Darstellung		Optimiertes Ratiobild	
	Mittelwert	Standardab.	Mittelwert	Standardab.
Kronen	129	25	107	19
Boden	84	29	19	6
Unterwuchs	34	12	7	8

Tabelle 12. Vergleich zwischen den beobachteten Grauwerten von Kronen, Boden und Unterwuchs in der ursprünglichen Graustufen-Darstellung des RGB-Bildes und im optimierten Ratiobild. *Die zuvor beschriebene Überschneidung der Grauwertintervalle der drei Elemente (s. Abb.47 in 4.1.1) wurde beseitigt. Der Mittelwert der Grauwerte der Kronen unterscheidet sich mit großem Abstand (mehrere Standardabweichungen) von denen des Bodens und Unterwuchs.*

Dies lässt sich am Grauwerthistogramm der beobachteten Grauwerte nach der Stichprobenahme deutlich erkennen (Abb.61): Pixel vom Boden und Unterwuchs konzentrieren sich auf einen Bereich niedriger Grauwerte während Kronen-Pixel sich auf einem Intervall mit deutlich höheren Werten

befinden. Es gibt keinen Überschneidungsbereich zwischen Kronen-Pixeln und denen des Rests der Objekte. *Somit ist es an dieser Stelle möglich, eine vollständige radiometrische Trennung der Kronen durch die Anwendung des Schwellwert-Verfahrens durchzuführen*.

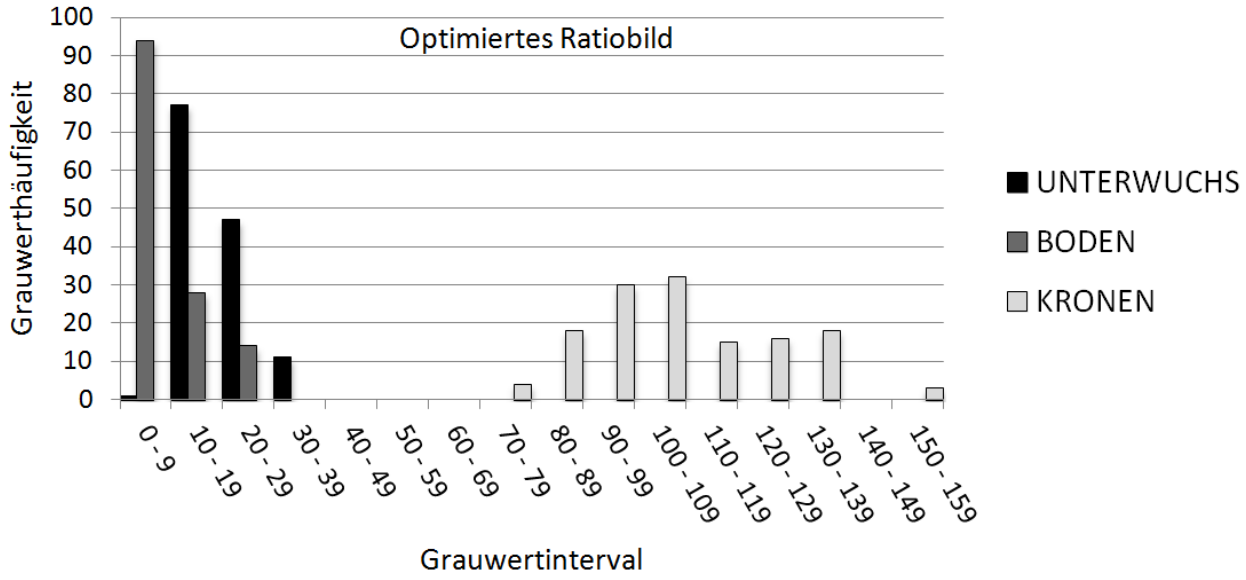


Abbildung 61. Grauwerthäufigkeit der drei Bildobjekte (n = 137) im optimierten Ratiobild. *Die Kronen weisen Grauwerte ausschließlich im Bereich 70 bis 159 auf während die Grauwerte vom Boden und Unterwuchs sich auf das Intervall 0 bis 39 konzentrieren. Der korrekte Schwellwert für die Trennung befindet sich somit zwischen den Grauwerten 40 und 69.*

4.1.3 Generierung der binären Orthomaske

Das Kriterium der Feststellung ob ein Grauwert als Krone oder nicht-Krone eingeordnet werden, lautet, dass die dabei erzeugten Kronen-Inseln so klein wie möglich werden sollten damit sie sich voneinander so gut wie möglich trennen (Abb.62).

Wie im Kapitel 2.2.1 beschrieben, sind die Pixel der Kronenränder in der Regel dunkler als die, die sich auf zentraleren Bereichen der Krone befinden, d.h. sie haben niedrigere Grauwerte. Während des Schwellwert-Verfahrens werden die Kronen aus diesem Grund systematisch verkleinert (Abb.63). Diese Eliminierung der Randpixel ist wünschenswert, da dadurch die problematischen Punktverdichtungen der Kronenränder beseitigt werden, die doppelte LMs generierten.

Es gibt allerdings eine untere Grenze für diese Verkleinerung, unter der bestimmte Bäume verschwinden bzw. keine Inseln generieren, wie Straub (*2003a. S.17*) bereits feststellte. Hierbei geht es um Kronen, die auf dem Luftbild schon verhältnismäßig klein sind oder aufgrund ihrer Stelle im Kronendach eine niedrige Helligkeit aufweisen. Bei der Optimierung der Einstellungen zur Erzeugung der Maske muss dann ein Kompromiss zwischen diesen zwei entgegenwirkenden Effekten erreicht werden.

In der Abb.61 ist zu erkennen, dass zwischen den Grauwerten 40 und 70 eine Lücke ist. Die Anwendung eines Schwellwerts mit einem beliebigen Wert innerhalb dieses Intervalls sollte theoretisch die Kronen effizient vom Rest der Landschaftselemente abtrennen. Diese Werte stammen allerdings aus einer Stichprobe. Bei der Gesamtheit der Kronen im Wald sind

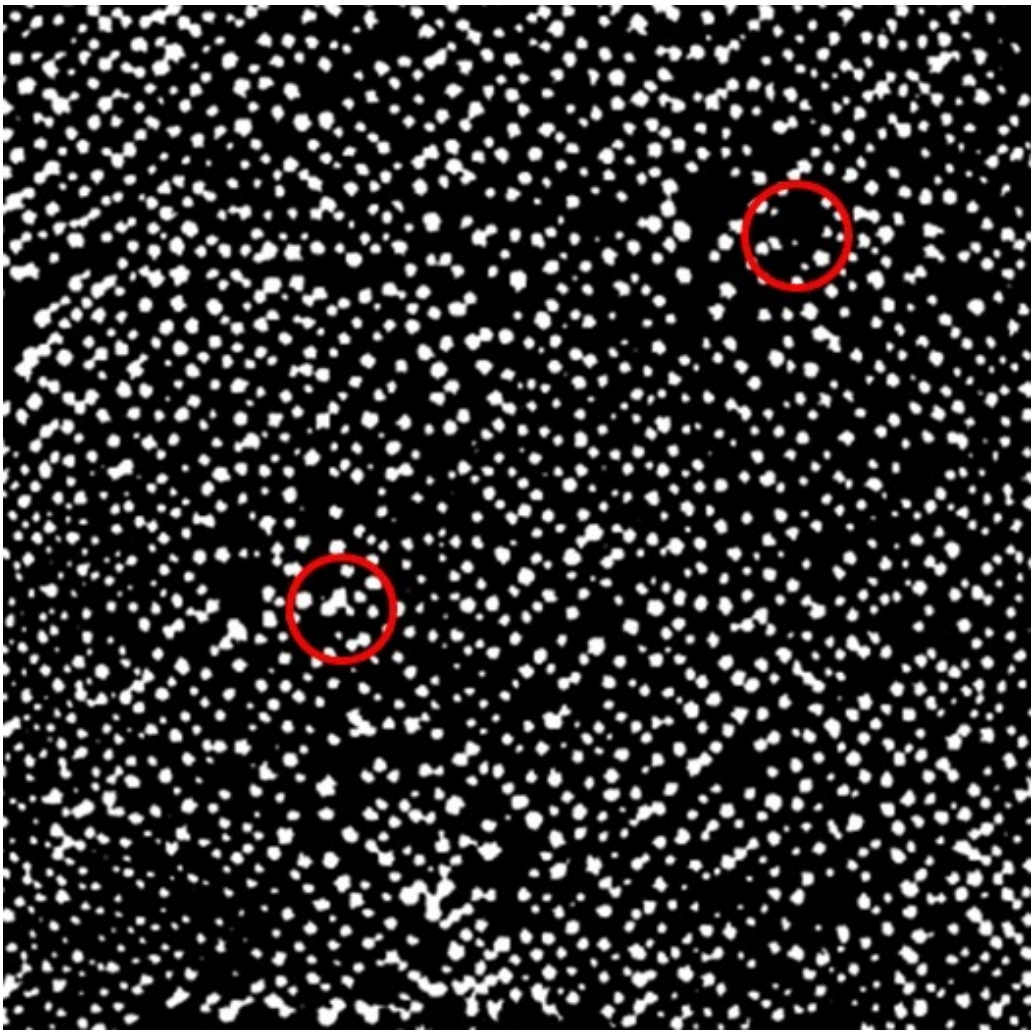


Abbildung 62. Ganzes Bild (480 x 480 m) nach der Schwellwert-Trennung. Die Kronen sind in weiß, Unterwuchs und Boden in schwarz dargestellt. *Ein Kompromiss zwischen einer effizienten Trennung der großen Kronen von einander (Kreis unten links) und der Vermeidung der Beseitigung von extrem kleinen Kronen (Kreis oben rechts) muss dabei gesucht werden.*

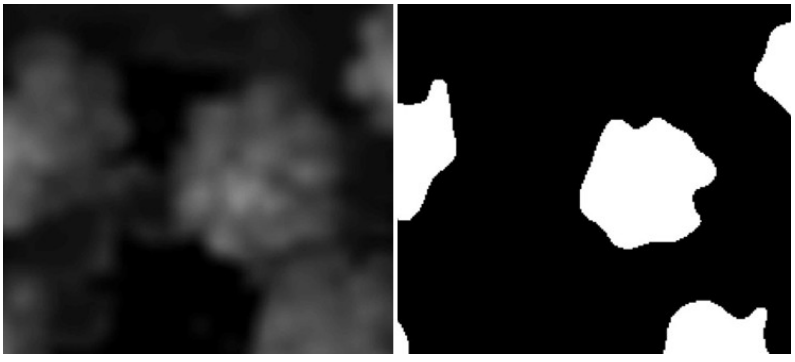


Abbildung 63. Ausschnitt des optimierten Ratiobildes (links) nach der Schwellwert-Trennung (rechts). *Grauwerte unter 55 (Boden und Unterwuchs) werden schwarz dargestellt und über 55 weiß (Kronen). So entsteht ein Mosaik aus weißen Kronen-Inseln auf einem schwarzen Hintergrund. Die Kronen-Inseln werden verkleinert, so dass die Kronenränder beseitigt werden. Das Bild wird nachfolgend binarisiert, wodurch die Kronenflächen den Wert 1 und der Rest den Wert 0 annehmen.*

Abweichungen davon zu erwarten bzw. Kronenabbildungen mit Grauwerten unter 70 und Boden- und Unterwuchsabbildungen mit Werten über 40. Unter Berücksichtigung dieser Wahrscheinlichkeit wurde der Schwellwert dann auf der Mitte dieses Intervalls (55) festgelegt. Dieser Wert diente allerdings nur als Basis für die nachfolgende empirische Verbesserung der Einstellung. Dabei wurde ein repräsentatives Bild genommen und das Schwellwert-Verfahren mit dem Wert 55 durchgeführt. Die kleinste Kronen-Insel im Bild wurde identifiziert. Das Schwellwert-Verfahren wurde weiter mit immer höheren Schwellwerten wiederholt bis die kleinste Insel eliminiert wurde. Dieser Wert wurde dann als die oberste Grenze für das Verfahren betrachtet. Die unerwünschte Beseitigung einiger der kleinsten Kronen-Inseln ist allerdings unvermeidbar, da die Grauwerte von Boden, Kronen und Unterwuchs innerhalb des Bildes variieren können. Abb.62 zeigt das binäre Musterbild nach dem Schwellwert-Verfahren.

Bei der Bestimmung des geeigneten Schwellwerts soll in erster Linie auf eine effiziente Trennung der Kronen geachtet werden. Erst danach sollte die eventuelle Eliminierung von kleinen Kronen möglichst beschränkt werden. Der Grund dafür ist, dass am Ende des Ermittlungsverfahrens eine Qualitätskontrolle durchgeführt werden kann. Dabei werden die automatisch erkannten Baumspitzen auf dem Orthophoto des Geländes überlagert. Dadurch können nicht erkannte Kronen und doppelt markierte Baumspitzen vom Operateur visuell erkannt und eventuell korrigiert werden. Für den Operateur ist es aber wesentlich einfacher und sicherer Bäume zu identifizieren auf denen keine Baumspitze markiert wurde (effiziente Trennung), als Kronen mit doppelten oder am Rand markierten Baumspitzen (keine Krone eliminiert aber uneffiziente Trennung).

Aus den binären Bildern wurde ein Orthophotomosaik generiert. Als räumliches Referenzmodell für seine Gestaltung wurde das später generierte DSM benutzt.

4.1.4 Baumermittlung

Der generierte Punkthaufen des gesamten Versuchswaldes (davon ist ein repräsentativer Ausschnitt in Abb.64 oben links dargestellt) wurde mit der binären Maske maskiert (Abb.64 oben rechts) und die dabei erzeugten Punktwolken-Inseln (Abb.64 unten links) interpoliert (Abb.64 unten rechts). Die daraus resultierenden DSM-Inseln wurden geglättet und einer LM-Suchfunktion unterzogen, wodurch die LMs festgestellt wurden (Abb.65) (s. 1.3.2.2).

Um die Ergebnisse der Baumermittlung zu überprüfen und zu analysieren wurde ein repräsentativer Bereich im Gelände mit insgesamt 626 Bäumen ausgewählt. Dabei wurde die Anzahl an Bäumen, die mit einem LM korrekt ermittelt wurde, visuell festgestellt, sowie die, die nicht erkannt oder mit mehr als einem LM versehen wurden. Die generierten LMs zwischen den Kronen wurden ebenfalls gezählt. Wie sich aus der Tabelle 13 erkennen lässt, lieferte der Folgeansatz (mit Maske) wesentlich bessere Ergebnisse als der Erstansatz (ohne Maske). Die statistische Signifikanz der Differenz zwischen der Anzahl der korrekt ermittelten (*Ist)* und der tatsächlichen (*Soll)* Baumspitzen beider Ansätze wurde durch einen Chiquadrat-Test berechnet. Beim Folgeansatz zeigte sich die Differenz (2,9 %) als *nicht* signifikant, während beim Erstansatz diese Differenz mit 9,9 % signifikant war (α = 0.05).

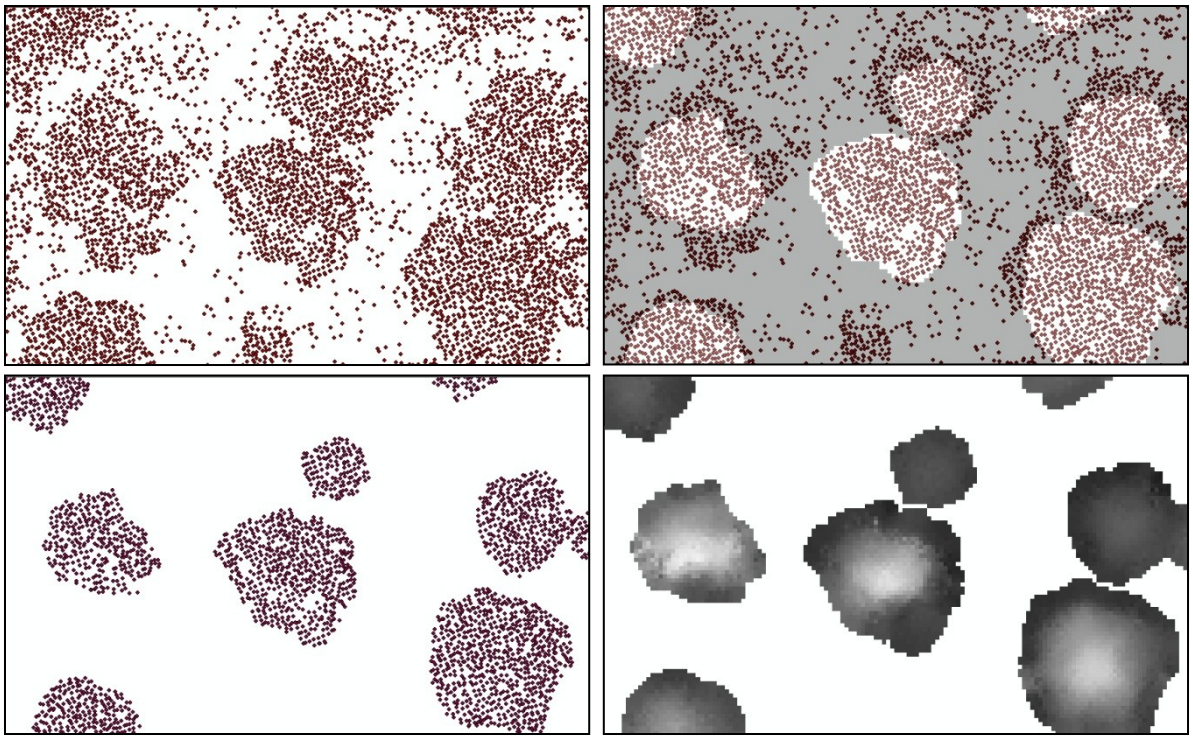


Abbildung 64. Maskierung der gesamten Punktwolke und Generierung der DSM-Inseln. *Oben links: Layer-Ausschnitt (28 x 17 m) der stereokorrelierten Punktwolke des Versuchswalds. Oben rechts: Die Wolke wird mit dem binären Orthofotomosaik (transparent grau dargestellt) maskiert. Dadurch werden die unerwünschten Punkte zwischen Kronen und auf den Kronenrändern beseitigt. Unten links: Punktwolken-Inseln, die ausschließlich den Baumkronen entsprechen. Unten rechts: Die Punktwolken-Inseln werden interpoliert wodurch ein individuelles DSM für jede Baumkrone entsteht.*

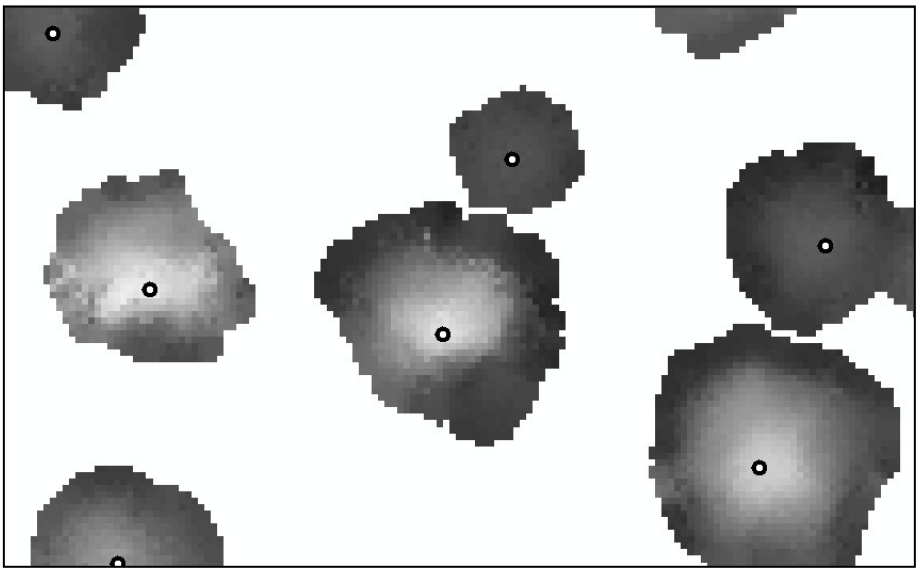


Abbildung 65. Layer-Ausschnitt (28 x 17 m) mit LM auf dem isolierten Kronen-DSM. *Die Anwendung der Lokal-Maxima-Funktion auf den früher generierten einzelnen Kronen-DSMs anstatt auf einem DSM der gesamten Waldfläche verhindert die Erzeugung von (nicht korrekten) LMs zwischen den Kronen und vermindert die Generierung von doppelten LMs innerhalb einer Krone.*

Beobachtungen	Erstansatz		Folgeansatz	
	Anzahl	%	Anzahl	%
Kronen im Testraum (Soll)	626	100	626	100
Korrekt ermittelte Kronen (Ist)	569	90,1	608	97,1
Nicht erkannte Kronen	56	8,8	15	2,4
Mit mehr als 1 LM versehene Kronen	7	1,1	3	0,5
LMs zwischen Kronen	103	-	0	-

Tabelle 13. Ergebnisse der Baumermittlungsverfahren des Erst- und des Folgeansatzes. *Durch den Folgeansatz wurden mehr Kronen erkannt und (korrekt) mit einem LM ermittelt, und weniger Kronen (fälschlich) mit mehr als einem LM versehen.*

Die beim **Erstansatz** nicht erkannten Bäume sind teilweise auf eine zu niedrige Anzahl an zugeordneten Punkten in der Krone zurückzuführen. Die anderen nicht ermittelten Bäume gehören zu Kronen, die relativ nah an einer Nachbarkrone stehen und deren Punkthaufen sich zu einer Einheit zusammenfügen. Beide Wolken werden somit vom LM-Suchmodul als eine einzige Krone betrachtet bzw. es wird ein einziges LM für die zwei Kronen generiert. Obwohl im Gelände zahlreiche zusammengefügte Kronenwolken zu beobachten sind, generieren überhaupt kein LM lediglich diejenigen, die dabei zusätzlich einen zu kleinen Punkthaufen zeigen. Zusammengefügte Kronenwolken, die aber im einzeln von den Punkten modelliert sind, erzeugen in der Regel jeweils nur ein LM.
Die wenigen stereokorrelierten Punkte auf Kronenzentren beim Erstansatz verursachen ebenfalls eine relativ hohe Anzahl an LMs, die nicht direkt im Kronenzentrum oder in Extremfall am Kronenrand liegen. Somit wurden häufig fehlerhafte XYZ-Koordinaten für die Baumspitze *generiert*.

Der **Folgeansatz** verursacht die gerade beschriebene Zusammenfügung zweier Kronenwolken ebenfalls bei Dominanz einer Baumspitze über eine andere. Etwa 60 % der durch dieses Verfahren nicht erkannten Bäume lässt sich dadurch erklären. Der Rest der Bäume die nicht erkannt wurden, entspricht denen, deren Punktwolken bei der Anwendung der binären Orthomaske komplett eliminiert wurden. Unter den Bedingungen dieser Untersuchung wurde der optimale Schwellwert bei einem Grauwert von 60 gefunden, bei dem nur etwa 1,2 % der Bäume nicht erkannt wurden. Wie im Kap. 4.1 schon erklärt, sind für andere Beleuchtung-, Waldzustand- und Aufnahmebedingungen andere Schwellenwerte geeignet.
Deutlich weniger doppelte LMs als beim Erstansatz wurden beim Folgeansatz generiert. Die Beseitigung der Punkte an den Kronenrändern durch die Maskierung wirkte so, dass die hierbei erzeugten doppelten LMs nicht mehr auf die in Kap. 2.1.1 beschriebenen Punktverdichtungen an den Kronenrändern zurückzuführen sind, sondern auf den Effekt der auch bereits beschriebenen Subkronenstruktur (s. 2.1.1.1), wodurch das LM-Suchprogram zwei Subkronen gelegentlich als zwei Kronen interpretiert. Diese Kronenarchitektur ist bei dieser Baumart unter gegebenen Wachstumsbedingungen so ausgeprägt, dass eine komplette Beseitigung des doppelten LM-Problems bei *Eucalyptus grandis*-Forsten im Prinzip unmöglich scheint.

Bei der korrekten Generierung bzw. der Effektivität der Maske spielte die **Beleuchtung** des Objektraums eine wichtige Rolle. Während der Befliegung war der Himmel leicht und gleichmäßig bedeckt bzw. erzeugte auf dem Kronendach keinen direkten, gut definierten und stark kontrastierenden Schatten. Südlich des Wendekreises ist Ende Dezember zu diesem Zeitpunkt auf der Südhemisphäre die Sonneneinstrahlung über den Wolken besonders stark. Das Kronendach bekam dadurch starkes diffuses gleichmäßiges Licht. Auf den Luftbildern zeigten dann die zentralen bzw. höchsten Bereiche der Kronen die maximale Intensität der Lichtreflektion. Mit der Entfernung zum Kronenzentrum nahm eine schwache uniforme Lichtabschwächung zu, die sich in den unteren Stufen der Waldstruktur intensivierte. Unter diesen Bedingungen, entsprach die Helligkeit der unterschiedlichen Bereiche auf der Kronenfläche in der Regel ihrer Position in Bezug zur Baumspitze (Abb.66). Diese Situation bietet optimale Voraussetzungen für die Erzeugung der binären Orthomaske, da unter diesen Umständen, falls die Krone nicht von einem anderem Baum abgeschattet wird, das Zentrum der erzeugten Kronen-Inseln in der Regel mit ihren jeweiligen Kronenzentrum übereinstimmt (Abb.67 links).

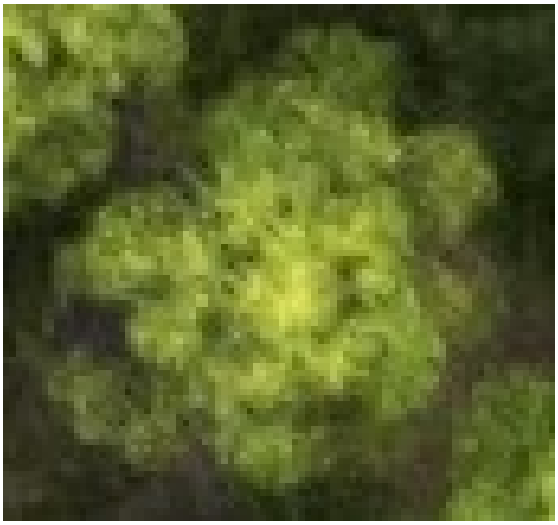


Abbildung 66. Radiale Abnahme der Intensität der Reflektion mit der Entfernung zur Baumspitze. *Das starke aber diffuse Licht aus dem gleichmäßig bedeckten Himmel bewirkt, dass die hellere Stelle auf der Kronenfläche mit dem Zentrum der Kronen übereinstimmt und, dass die Lichtabschwächung uniform Richtung der Kronenränder stattfindet.*

Ein heiterer Himmel bzw. direkte Sonneneinstrahlung hätte eine andere Situation bezüglich der Erzeugung der Maske generiert, wobei vermutlich 3 Probleme zu erwarten wären:

a. Wie Abb.67 rechts zeigt, wäre die Stelle des Helligkeitszentrums auf der Krone (*Hotspot*) vom Einstrahlungswinkel bestimmt und weniger von ihrer Position im Bezug auf die Baumspitze. Der Schnitt auf der Krone den der Schwellwert erzeugt (untere dunkelgraue Stufe auf der Darstellung der Krone) würde dadurch nicht horizontal sondern schräg verlaufen. Bei seiner orthogonalen Projektion erzeugt er somit eine kleinere Oberfläche auf der Orthomaske als die des horizontalen Schnitts beim bedeckten Himmel. Bei direkter Sonneneinstrahlung auf den Baum würde dann eine Maske mit kleineren Kronen-Inseln generiert, die ihre entsprechende Baumspitze zwar beinhalten würden aber nicht um diese zentriert wäre

(Abb.67 unten rechts). In vielen Fällen würde sich die Baumspitze am Rand der binären Insel befinden, was bei einer einwandfreien Punktwolke der Krone kein Problem bedeuten sollte. Bei den eventuell mangelhaften Punktwolken, die Kronendächer dieser Art generieren dürften, ist es dagegen von Vorteil, dass die LM-Suche auf einem größeren und um die Baumspitze zentrierten Bereich der Punktwolke stattfindet.

b. Dasselbe Prinzip würde bei den Subkronen in der Krone gelten. Durch die direkte Einstrahlung würden die Schatten zwischen den Subkronen kontrastreicher und aufgrund des Einfallswinkels gleichzeitig breiter. Das Risiko, dass Subkronen als einzige Kronen fälschlich erkannt werden, würde somit steigen.
c. Im Gegenteil zum bedeckten Himmel, bei dem die unteren Bereiche der Waldstruktur gleichmäßig dunkel bleiben und beim Schwellwert-Schnitt in der Regel beseitigt werden, würden hierbei Teile der direkt angestrahlten Unterwuchs eventuell unerwünschte Kronen-Inseln auf der binären Maske generieren.

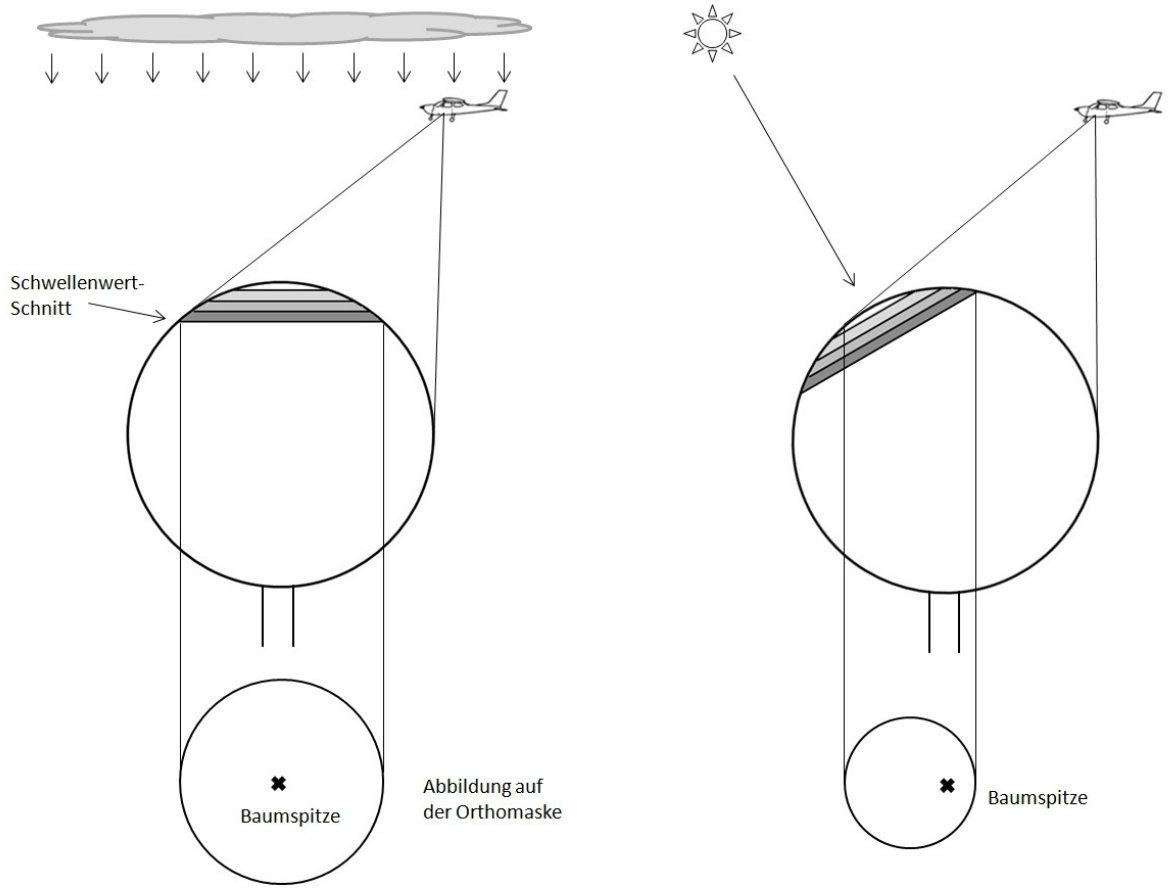


Abbildung 67. Theoretische Skizzierung der orthogonalen Projektion des von dem Schwellwert-Schnitt generierten Kronenteils, der die Kronen-Insel auf der binären Orthomaske abbildet. *Bei gleichmäßig bedecktem Himmel (links) stimmt die Stelle mit der maximalen Lichtreflektion mit der Baumspitze überein. In der binären Maske befinden sich dadurch die Baumspitzen weitgehend im Zentrum ihrer entsprechenden Kronen-Inseln. Bei direkter Sonneneinstrahlung (rechts) stimmt die Stelle mit der maximalen Lichtreflektion nicht mit dem Kronenzentrum überein, sondern hängt vom Einfallswinkel der Einstrahlung ab. Dazu verläuft der Schnitt des Schwellwerts nicht mehr horizontal wie bei bedecktem Himmel, sondern schräg. Die dabei generierte binäre Insel wird aus diesem Grund kleiner und die Baumspitze wird sich nicht in ihrem Zentrum befinden. (Entwurf des Autors)*

Die Ermittlung der Bäume wurde, wie in Kap. 4.1.4 beschrieben, von zwei Problemen beeinträchtigt:

- der eventuellen Generierung von einzelnen binären Inseln aus zwei zusammengefügten Kronen, und
- der eventuellen Eliminierung von kleinen Kronen durch des Schwellwertverfahren.

Die Nutzung einer größeren Mittelformatkamera (mit höherer Auflösung) würde eine Befliegung in größerer Flughöhe bei gleichem GSD erlauben. Diese könnte mit einer Längs- und Querüberdeckung von 80 % bzw. 60 % durchgeführt werden. Dadurch werden in den auszuwertenden zentralen Bildbereichen die Nadirwinkel der Abbildungen reduziert, und die Perspektivänderung zwischen den sukzessiven Aufnahmen wäre kleiner. Eine Baumspitze würde somit auf den zwei Aufnahmen eines Bildpaares eine zentralere Stelle auf der Kronenabbildung einnehmen und von einem breiteren projizierten Helligkeitskreis umringt sein. Die Übereinstimmung zwischen korrespondierenden *Hotspots* auf zwei Bildern wäre dadurch höher.
Die Nutzung einer kreiselstabilisierten Plattform für die Kamera, die die Schwankungen des Flugzeugs kompensiert, würde die Effekte der oben beschriebenen Maßnahmen verstärken. Diese optimierten Aufnahmebedingungen würden die Baumermittlung nicht nur unter gleichmäßig bedecktem Himmel sondern auch bei direkter Sonneneinstrahlung verbessern.

Eine wichtige Bedingung für die Befliegung ist totale **Windstille**. Schon leichte Luftbewegungen verursachen große Schwankungen der *Eucalyptus grandis* Kronen (*Beobachtungen des Autors*), die zu einer Lageveränderung der Baumspitzen und der binären Kronen-Inseln führen und die Höhenermittlung verfälschen würde. Eine Wetterlage dieser Art kommt in Uruguay selten vor und muss für eine Planung der Befliegungen einigermaßen vorhersehbar sein. Zwischen Spätfrühling und Anfang des Herbstes verursacht die intensive Einstrahlung die Ausbildung eines Tiefdruckgebiets über der Pampa-Region, die die Ankunft tropischer warmer und wasserdampfreicher Luftmassen aus dem Norden verursacht. Beim Zusammentreffen mit aus Süden kommenden kalten Fronten kommt es zu Niederschlägen (*Weischet, W. 1996. S.307-308*). Diese Gewitterregen finden etwa zwei bis dreimal im Monat statt. Nach der persönlichen Erfahrung des Autors, herrscht während der zwei Tage vor dem Einbruch der Kaltfront in der Regel extrem tiefer Luftdruck und Windstille bei einem leicht und gleichmäßig bedeckten Himmel. Diese Gewitter sind relativ gut vorhersehbar. Man hat damit im Prinzip zwei bis drei Gelegenheiten im Monat, um die Befliegung unter optimalen Bedingungen durchzuführen.

Ein weiterer relevanter Faktor für die Generierung und Effektivität der binären Maske der Eukalyptusbestände in der Region, ist die **waldbauliche Bearbeitung**. Im Falle des untersuchten Forstes wurden im Bestand schon zwei Hiebumtriebe vollzogen, bei denen etwa 70 % der ursprünglich gepflanzten Bäume geschlagen wurden. Die meisten Kronen weisen daher einen minimalen Abstand zueinander von etwa 3 m auf und sind in der Regel auf den Abbildungen gut voneinander getrennt. Bestände vor dem ersten Durchforstungseingriff haben dicht zusammenstehende Kronen. Für die Generierung der binären Maske wäre dies eine neue Situation, die andere Operationen zwischen den Kanälen und Filterungen erfordern würde.

Eine weitere Alternative für die Generierung oder die Ergänzung der Orthomaske stellen hochauflösende Satellitenbilder dar (1.3.2.3.1). Ein Nachteil dieser Technik gegenüber den Flugaufnahmen stellt das Problem, den Moment der Aufnahme zu bestimmen, wodurch Windstille und Sonneneinstrahlung nicht kontrolliert werden können. Ob eine radiometrische Trennung der

Kronen vom Hintergrund möglich ist, müsste daher bei jedem Satellitenbildmaterial empirisch festgestellt werden.
Aufgrund des nicht kontrollierbaren Windeffektes und des größeren GSD dürften Satellitenbilder zu einer niedrigeren Genauigkeit der räumlichen Verortung von Baumspitzen führen als dies bei einer Luftbildbefliegungen der Fall ist. Allerdings Bilder dieser Art, die:

- relativ aktuell sind
- zufällig ohne Wind im Gelände aufgenommen wurden

könnten ebenfalls für die Erzeugung der binären Orthophotomaske verwendet werden.
Orthomasken, die auf einem einzigen großflächigen Satellitenbild beruhen, haben den Vorteil einer relativ homogeneren orthogonalen Projektion und einheitlicher radiometrischen Bedingungen, was auf die Qualität der dadurch erzeugten Maske positiv wirken sollte.
Die Erkundung der Möglichkeit, Satellitenbilder in die Struktur dieses Ansatzes zu inkorporieren, war im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht möglich. Aufgrund ihrer potentiellen Vorteile sollte diese Alternative in der Zukunft evaluiert werden.

4.2 Erfassung der Baumhöhe und Einschätzung von Holzvolumen, Biomasse und gespeichertem Kohlenstoff

Auf der Basis der Baumspitzenhöhe (BSH) und der Baumfußhöhe (BFH) wird die Baumhöhe (H) jedes Baums berechnet, woraus Holzvolumen, Biomasse und Kohlenstoffinhalt (C) durch Regressionsmodelle abgeleitet werden.

4.2.1 Erfassung der Baumspitzenhöhe

Die Differenzen zwischen den vom Operateur stereoskopisch gemessenen und der bei den Verfahrensansätzen automatisch abgeleiteten Baumspitzenhöhen wurde für jeden Baum berechnet. Sie schwankten beim Erstansatz zwischen +1,24 und -3,29 m und beim Folgeansatz zwischen +0,66 und -1,90m. Trotz einiger Überschätzungen ist dabei eine allgemeine Tendenz zur Unterschätzung erkennbar.

Von den insgesamt 626 gemessenen Baumspitzen des Stichprobenbereiches wurden vom Erstansatz 598 und vom Folgeansatz 608 detektiert. 555 Bäume wurden gemeinsam mit beiden Ansätzen identisch ermittelt. Der im Folgenden durchgeführte Vergleich beider Methoden beruht auf diesen gemeinsamen Bäumen.
Die 71 ausgeschlossenen Bäume zeigten Fehler im Z-Wert der Baumspitzen zwischen -0,57 und 0,27 m. Fehler dieser Größenordnung befinden sich noch innerhalb der 68 %-Quantil dieser Population, wie sich später zeigen wird. Dabei geht es also nicht um außergewöhnliche Werte, die auf ein bestimmtes Problem bei der Modellierung hindeuten könnten. Sie werden daher von der weiteren Betrachtung ausgeschlossen. Der Grund weswegen bestimmte Bäume von den Methoden nicht erfasst wurden, ist in 4.1.4 analysiert worden.

Bei beiden Ansätzen wurden extrem niedrige BSH-Werte gefunden, die aus Kronen-Punktwolken stammen, die aus überwiegend relativ korrekten Punkten bestehen. In diesen Wolken waren allerdings auch etliche stereokorrelierte Punkte zu finden, die gewaltige Abweichungen von bis zu -15

m zeigten. Die Wirkung dieser Ausreißer auf die Interpolation der gesamten Krone ist so groß, dass trotz der nachfolgenden Glättung, das modellierte Dach der Krone bzw. ihre entsprechenden LMs stark nach unten gezogen werden. Von diesem Problem waren sowohl beim Erst-, als auch beim Folgeansatz jeweils sechs Baumspitzen betroffen. Sie generierten bei der Baumspitzenhöhe in der Regel Fehler, die größer als 2 m waren und somit die extremsten Werte jedes Ansatzes darstellten. Diese Punkt-Ausreißer, die innerhalb dieser 12 Kronen-Wolken zu finden sind, sind nicht bei den Kronen zu beobachten, die ebenfalls relativ große Fehler zeigten. Die eingangs beschriebene systematische Unterschätzung der Baumspitzenhöhen wird im Prinzip nicht von diesem Problem verursacht. Aufgrund der Einzigartigkeit der Herkunft der ausreißerbedingten Fehler wurden diese Bäume von den statistischen Auswertungen der Ansätze ausgeschlossen und getrennt analysiert, zumal sie weniger als 1 % des Stichprobenumfangs umfassen.

Die vom Folgeansatz erzeugten BSH-Werte zeigten eine sehr hohe Korrelation (r = 0,99; Pearsons-Koeffizient) mit den manuell stereoskopisch gemessenen Werten. Im Falle des Erstansatzes ist diese Korrelation immer noch hoch, aber etwas niedriger (r = 0,97) als im Folgeansatz.

Das Streudiagramm der Ist-Soll-Werte der festgestellten BSH-Werte (Abb.68) zeigt, dass bei beiden Ansätzen die geschätzten Z-Werte einen linearen Zusammenhang mit den stereogemessenen Werten aufweisen. Dabei ist ebenfalls eine sehr gute Anpassung der Schätzwerte an die Gerade erkennbar, die auch bei Extremwerten stabil bleibt. Beim Folgeansatz ist die aus der Regressionsanalyse abgeleitete Schätzfunktion (y = 0,9846 X + 2,3883) in der Lage, die BSH im Gelände mit einem R^2 = 0,98 vorherzusagen. Beim Erstansatz kann anhand der Streuung der Punkte erkannt werden, dass die Anpassungsgüte etwas schwächer ist. Das R^2 sinkt daher auf 0,95, was das entsprechend niedrigere Prognosevermögen der Schätzfunktion in diesem Fall signalisiert.

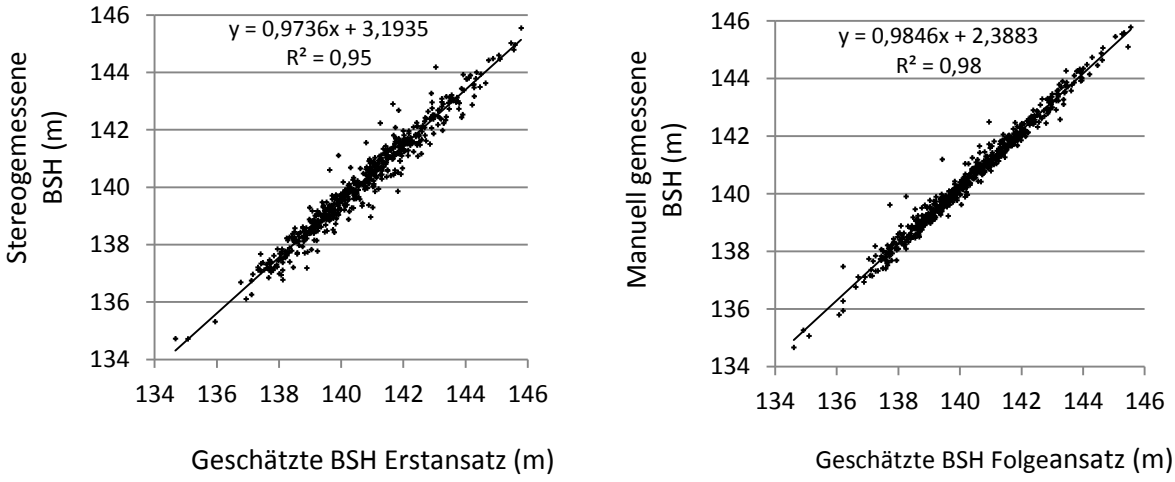


Abbildung 68. Regressionsanalyse zwischen manuell stereoskopisch gemessenen und geschätzten BSH-Werte beim Erst- bzw. Folgeansatz. *Die Schätzungen durch den Folgeansatz zeigen eine engere Übereinstimmung mit den manuell gemessenen Werten als die aus dem Erstansatz.*

Die berechneten Soll-Ist-Differenzen der 555 Messungen wurden in 0,1 m-Klassen geordnet und daraus das in Abb.69 dargestellte Häufigkeitsdiagramm hergestellt. Dadurch wird die schon erwähnte

allgemeine Unterschätzung der BSH durch beide Ansätze offensichtlich. Es kann ebenfalls erkannt werden, dass die Unterschätzung durch den Folgeansatz niedriger ausfällt als die, die durch Anwendung des Erstansatzes erzeugt wurde.

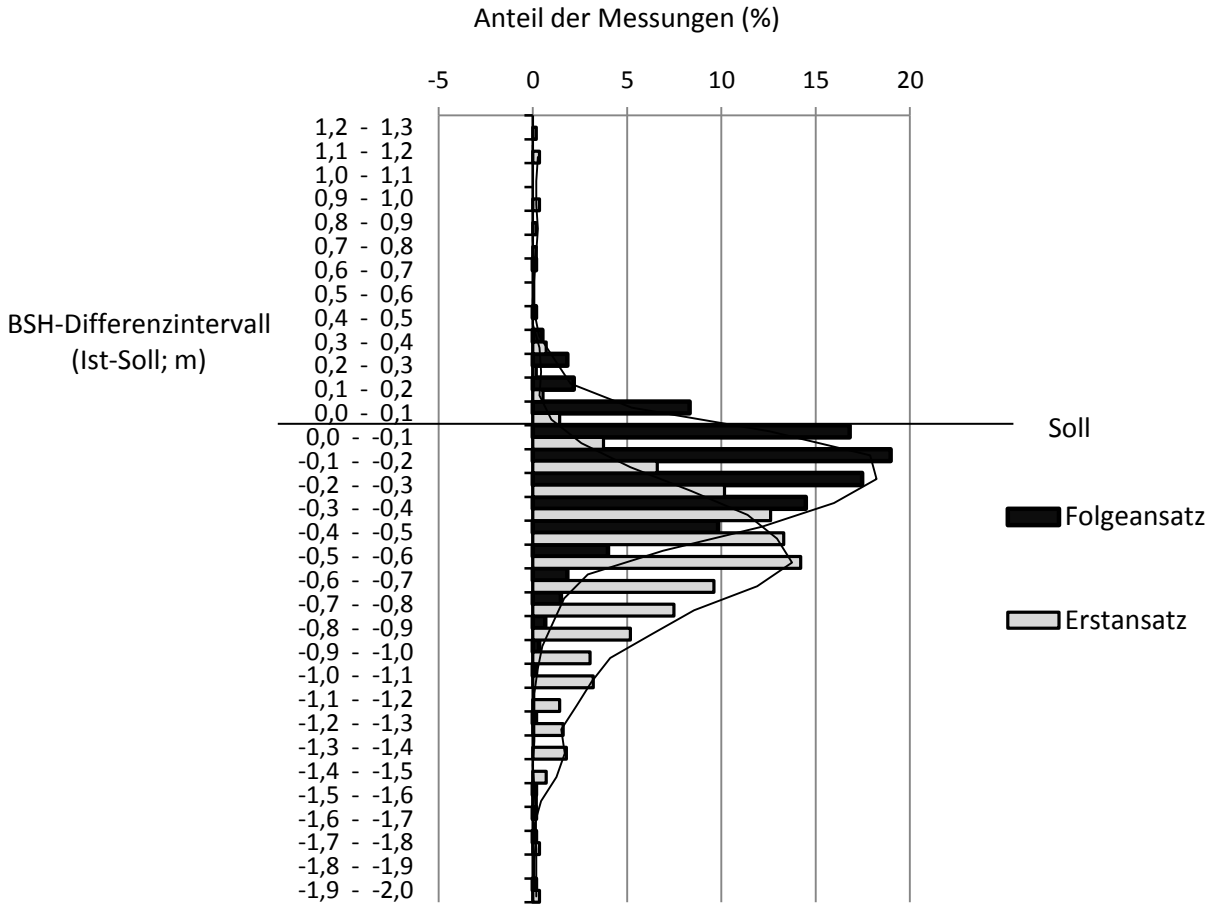


Abbildung 69. Häufigkeitsverteilung der Soll-ist-Differenzen der BSH. *Die Soll-Linie auf der Abbildung entspricht dem Fall, bei dem es keine Differenz zwischen dem manuell gemessenen und dem von der Methode bestimmten Z-Wert einer Krone gibt. Beide Ansätze unterschätzten die Baumspitzenhöhe systematisch. Beim Folgeansatz kann allerdings eine wesentlich geringere Unterschätzung beobachtet werden, mit Abweichungen, die eine ebenfalls geringere Streuung aufweisen.*

Das Häufigkeitsdiagramm zeigt, dass die Werte sich nicht symmetrisch verteilen und die Tendenzlinien lange und unregelmäßige Extreme haben. Ein Shapiro-Wilk-Test für Normalität der Verteilung (*SPSS Vers.15.0.1*) bestätigt, dass die Fehler bei beiden Ansätzen keiner Normalverteilung folgen. Ein zusätzlicher Test durch die Quantile-Quantile-Diagramm-Methode (Q-Q-Darstellung) zeigte, dass in beiden Fällen die Verbreitung der beobachteten und der theoretisch erwarteten Quantile nicht übereinstimmen (Abb.70), was ebenfalls auf eine nicht normale Verteilung hindeutet (*Höhle und Potuckova, 2011; Crowder et al. 2020. S.76-77*).

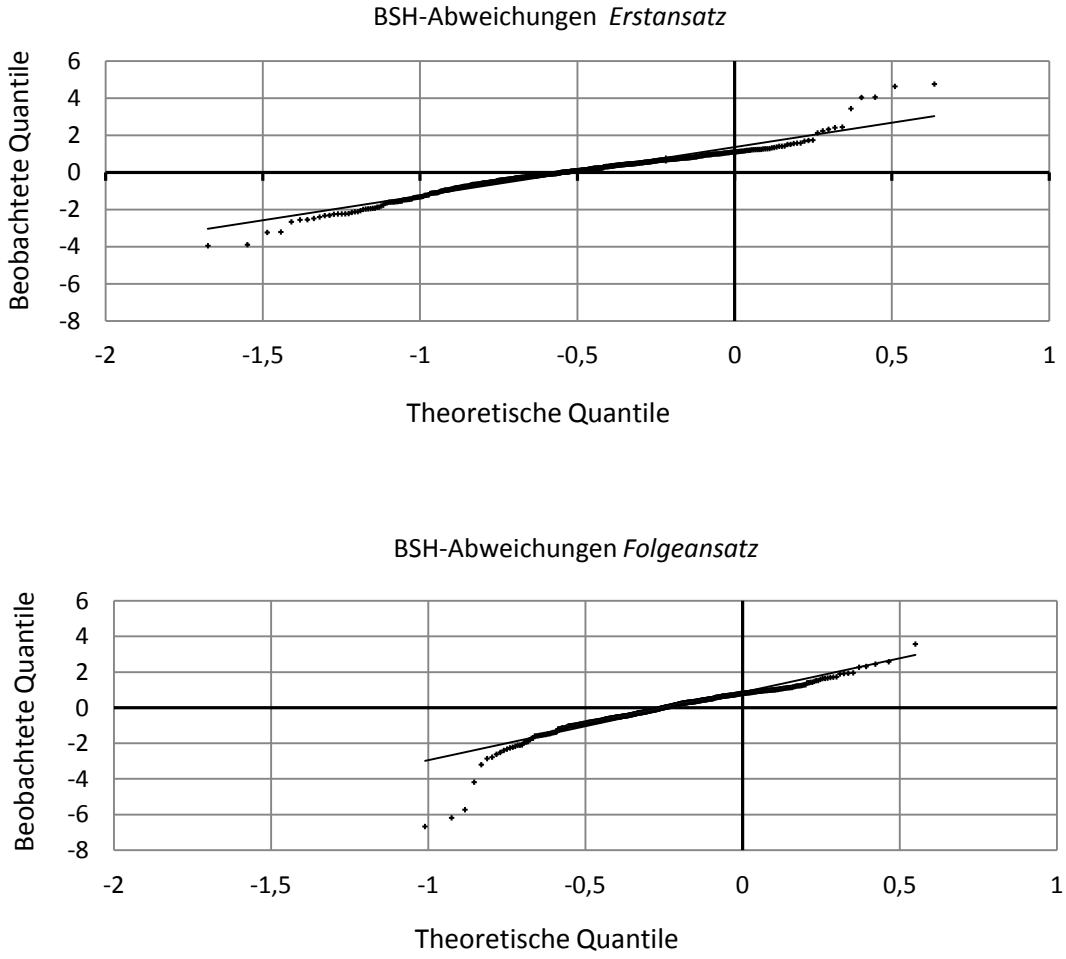


Abbildung 70. Quantile-Quantile-Diagramm der Differenzen zwischen den stereoskopisch gemessenen und den durch die Ansätze bestimmten BSH-Werten der Baumspitzen. *Weder die Abweichungen aus dem Erstansatz noch die aus dem Folgeansatz zeigen eine Normalverteilung.*

Die hierbei beobachteten nicht normalverteilten Fehler sind ein Phänomen, das bei durch Photogrammetrie modellierten DSMs und durch ALS modellierten vegetationsbedeckten Oberflächen zu erwarten ist (*Höhle und Höhle, 2009; Goncalves und Pereira, 2012; ASPRS Board, 2013; Mingorance und Ariza-López, 2020*). Unter diesen Umständen soll die statistische Beschreibung durch den *Median*, die *normierte Mittlere absolute Abweichung* (NMAD) und die *Quantile* erfolgen, da sie robustere Kenngrößen sind, die von Ausreißern und nicht symmetrischen Verteilungen relativ wenig beeinträchtigt werden (*Höle und Höle, 2009; ASPRGS 2013; Loghin, 2019; Mesa-Mingorance und Ariza-López, 2020*).

Die *mittleren quadratischen Fehler (RMSE)* wurden ebenfalls berechnet, um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse dieser Arbeit mit denen von anderen Experimenten zu ermöglichen, die diese Kennwerte als Streuungsparameter anwenden.

Die Tabelle 14 stellt die Ergebnisse der Berechnungen der wichtigsten Parameter dar und Abb.71 zeigt durch Box-Plots die Streuung der Fehler um den Median durch ihre Quantile-Verteilung.

Die Genauigkeit der Bestimmung der BSH wurde durch den Folgeansatz verbessert, was an der 58 %-Senkung des Medians der Abweichungen auf -0,21 m zu erkennen ist.
Die Daten zeigen, dass die Streuung der Fehler sich deutlich reduzierte. Die Wertbereich zwischen dem maximalen und dem minimalen Wert wurde von 3,22 m auf 2,56 m beschränkt, vor allem bei den positiven bzw. überschätzenden Werten, wo der maximale Fehler 50 % kleiner wurde. Der NMAD, der der bei Normalverteilung der Standardabweichung entspricht, wurde ebenfalls durch den Folgeansatz auf 0,22 m wesentlich gesenkt. Die niedrigere Streuung der Abweichungen ist in den Box-Plots veranschaulicht. Der Interquantilabstand 68,3 % ist beim Folgeansatz mit 0,19 m bzw. 32 % kleiner als beim Erstansatz. Beim 95 %-Interquantilabstand liegt die Reduzierung der Streuung bei 0,47 m bzw. 34 %.

		BSH-Soll-Ist-Differenz (m)								
	n	Wertebereich	Mitt.Abw. (Bias)	St. Abw.	Median	NMAD	LE95	Interquantil 95%	Interquantil 68,3 %	RMSE
Erstan.	555	-1,98 bis 1,24	-0,53	0,37	-0,50	0,30	0,79	-1,34 bis 0,06	-0,83 bis -0,23	0,64
Neuan.	555	-1,90 bis 0,66	-0,22	0,25	-0,21	0,22	0,46	-0,76 bis 0,17	-0,43 bis -0,02	0,34

Tabelle 14. Statistische Auswertung der Genauigkeit bei der Ermittlung der Baumspitzenhöhe durch den Erst- bzw. Folgeansatz.

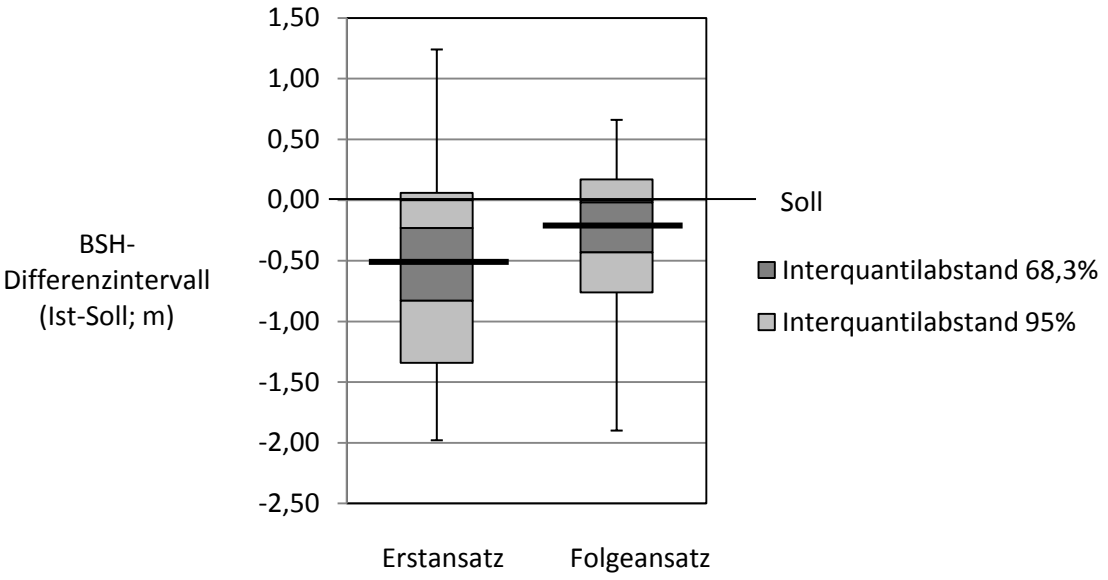


Abbildung 71. Interquantil-Abstände um den Median, mit 68,3 bzw. 95 % der Fehler für den Erst- bzw. Folgeansatz und ihren extremen Werten. *Der Folgeansatz zeigt wesentlich kleinere Fehler mit einer geringeren Streuung.*

Die einzelnen BSH werden dann mittels der früher generierten Regressionsgleichung (Abb.68 rechts) abgeschätzt

$$BSH = 0{,}9846x + 2{,}3883$$

wobei x dem vom Verortungsverfahren gelieferten BSH-Wert der Baumspitze entspricht.

In der Abb.71 kann man erkennen, dass die Unterschätzung der BSH im Falle des Folgeansatzes kleiner ist. Trotz einer bedeutenden Reduzierung der Unterschätzungen ist die Tendenz in dieser Richtung immer noch bedeutend. Die gleichzeitige 3D-Betrachtung der Kronen-Punktwolken und der festgestellten und stereogemessenen Spitzen zeigt, dass in diesen Fällen die LMs entweder auf einen nahen und niedrigen Bereich bezüglich der Spitze, oder auf eine der nahestehenden Subkronen versetzt werden. Es geht dann um denselben Effekt, der beim Erstansatz beobachtet wurde (s. 2.1.1). Dies deutet auf eine immer noch nicht optimale Punktdichte und -verteilung in der zentralen Region der Kronenfläche hin. Die Verdichtung der Punktwolken durch die Ausnutzung der zufallsbezogenen Zuordnung und der Maskierung beim Folgeansatz verursachte eine signifikante Verbesserung der Trefferquote und Genauigkeit der Ermittlungen. Die Ergebnisse zeigen allerdings auch, dass eine weitere Verbesserung der Bildzuordnung zusätzliche Genauigkeit bringen könnte.
Im Falle der 12 oben beschriebenen BSH-Ausreißer, konnte der Grund für die starken Abweichungen mancher isolierten Punkte in der Kronenwolke nicht genau identifiziert werden. Das dabei erzeugte fehlerhafte LM ist ohne Zweifel aber ebenfalls auf eine mangelhafte Bildzuordnung zurückzuführen.

Die Nutzung eines GNSS-IMU-Systems, insbesondere eine kinematische GNSS Positionierung, würde die Anzahl der erforderlichen Passpunkte reduzieren, ist aber nicht unbedingt nötig, da schon bei optimal ausgeführten Befliegungen und vertrauenswürdigen Passpunkten im Gelände bei dieser Minimalkonfiguration zufriedenstellende Ergebnisse erreicht werden können. In Anbetracht des kleinen Markts für Fernerkundungserhebungen dieser Art in Uruguay sind die zusätzlichen Kosten die durch so eine Ausrüstungsergänzung entstehen, zu hoch.

Eine weitere Verbesserung der Bildzuordnung bzw. der Verteilung und Dichte der Punktwolken könnte durch die Anwendung einer größeren Mittelformatkamera erreicht werden. Dies würde eine höhere Flughöhe und eine stärkere Überlappung der Bilder bei gleichem GSD. Durch diese Annährung der Aufnahmestellen zueinander, reduzieren sich die Konvergenzwinkel zwischen den sukzessiven Bildern und somit die Unterschiede zwischen den entsprechenden Perspektiven. Die formbezogene Ähnlichkeit zwischen den Abbildungen der einzelnen Bäume auf beiden Bildern des Paares, würde auf diese Weise zunehmen und dadurch eine höhere Anzahl an korrekten Punkten erreicht werden. Diese Punkte würden nicht nur mehr räumlich korrekte Bezugsstellen für die Interpolation bedeuten, sondern auch für die Korrektur der zufallsbezogenen Punkte durch die Glättungsfilterung während der Stereokorrelation (s. 2.2.2.3.2). Ein Effekt auf die Anzahl der zufallsbezogenen Punkte selbst sollte allerdings nicht unbedingt erwartet werden.
Durch die Befliegung mit einer Mittelformatkamera höherer Pixelkapazität könnte außerdem ein kleineres GSD genutzt werden, was zu einer Verbesserung der Auswertung und einer Verdichtung der Punkte führen würde.

4.2.2 DGM-Generierung und Bestimmung der Baumfußhöhe

Nach der Arbeitshypothese II wurde ein DGM auf der Basis der Bilder einer Befliegung aus dem Jahr 1968 generiert, um die Baumfußhöhen im Bestand zu bestimmen. Wie in 3.5 bereits erwähnt, wurden zu diesem Zweck Passpunkte mit einem maximalen Fehler von 0,03 m in der Lage und 0,05 m in der Höhe im Gelände eingemessen. Das vorhandene Kalibrierungsprotokoll der Kamera verbesserte die Auswertung. Bei der Bildorientierung wurde trotzdem eine relativ niedrige Genauigkeit erreicht:

- Sigma = 0,72 Pixel
- Mittlerer Restfehler (RMSE) der Passpunkte:
    - X = 0,86 m entsprechend 43µm im Bild
    - Y = 0,63 m entsprechend 32µm im Bild
    - Z = 0,72 m entsprechend 22µm in der Bildparallaxe

Zwei Faktoren erklären die beobachteten hohen Restfehler. Sie sind auf die Umstände zurückzuführen unter denen diese Bestimmungen durchgeführt wurden:

- *Schwierigkeiten der genauen Identifizierung der Passpunkte in den Bildern.*
  Nur wenige Strukturen im Gelände sind zu erkennen, die als räumliche Referenzen in den bildlichen Darstellungen dienen könnten. Ein Haus, eine Desinfektionsanlage für das Vieh und eine Beton-Viehtränke waren die drei einzigen baulichen Anlagen, die zu diesem Zweck genutzt bzw. in den Bildern präzise genug eingestellt werden konnten.
  Aufgrund der schlechten Qualität der Aufforstungsprioritätsböden wurden alle Regionen, die heute aufgeforstet sind, zum Zeitpunkt der Aufnahmen extensiv bewirtschaftet und waren daher in der Regel dünn besiedelt. Dies verursacht den oben erwähnten Mangel an baulichen Strukturen, die als Passpunkte dienen könnten. Das Problem verschärft sich durch das Alter der Bilder, welches mittlerweile 50 Jahre beträgt. In dieser Zeitperiode hat sich vieles in der Landschaft geändert. Referenzstrukturen, die in den Bildern erkennbar waren, waren im Objektraum oft nicht mehr zu finden.
  Die Suche nach Passpunkten unter diesen Umständen verlangte aus diesem Grund ungewöhnlich viel Zeit.
  Der Rest der Passpunkte besteht aus Gesteinsmaterial, das aus der Bodenvegetationsfläche herausragt. Eine sichere Erkennung bzw. Differenzierung eines einzelnen Felsens von den umliegenden Stücken in den Bildern war extrem zeitaufwendig und meistens unmöglich. Während der Suche im Gelände wurde ebenfalls beobachtet, dass einzelne Felsblöcke mit einem Durchmesser von unter etwa 0,6m in der Regel schwer oder nicht auf den Bildern zu erkennen sind. Das liegt daran, dass bei den analogen panchromatischen Aufnahmen der Kontrast zwischen den gelb-weißen bzw. blassroten Kreide-Felsen und dem umliegenden Gras bzw. nacktem Boden sehr arm war. Größere Felsen mussten daher als Passpunkte genutzt werden, mit dem entsprechenden Verlust an Genauigkeit.

- *Eine ungünstige räumliche Verteilung der Passpunkte innerhalb des Überlappungsbereichs.*
  Der oben erwähnte Mangel an baulichen Strukturen und die Schwierigkeiten bei der Erkennung und Identifizierung der Felsblöcke in den Bildern, beschränkten die Auswahlmöglichkeiten und verhinderten eine optimale Dichte bzw. Verteilung der

Passpunkte. Wie auf der Abbildung 73 zu sehen ist, fehlen räumliche Referenzpunkte im nordwestlichen Teil des Überlappungsbereichs. Der Bereich, der von der 2006er-Befliegung bedeckt wurde, befindet sich im südöstlichen Teil, wo aufgrund der gut verteilten Passpunktanordnung eine entsprechend bessere Modellierung der Bodenfläche erwartet werden kann.

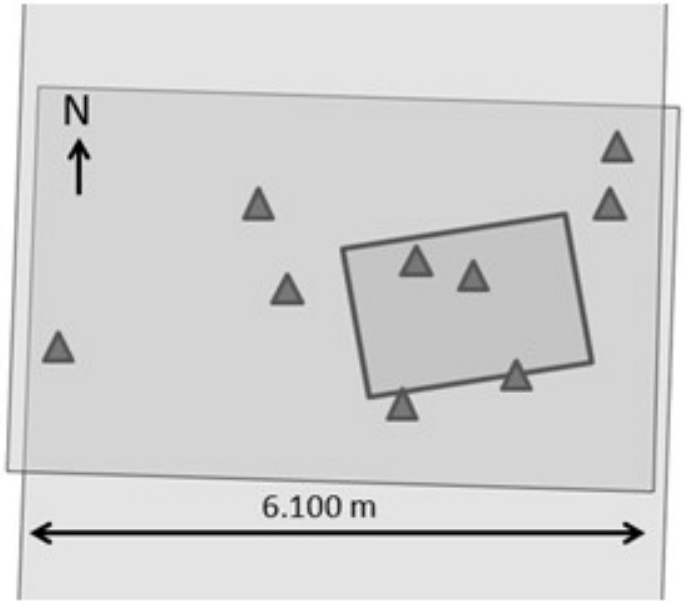


Abbildung 72. Überlappungsbereich, Verteilung von Passpunkten (Dreiecke) und abgedeckter Bereich der 2006er Befliegung (dunkleres Viereck) auf dem 1968er Stereopaar. *Die Passpunkte zeigen eine ungünstige Verteilung, vor allem auf der Westseite. Im Überlappungsbereich beider Befliegungen ist die Deckung durch die Passpunkte nicht optimal, aber ausreichend.*

Eine mögliche Alternative um über ein günstigeres Passpunkt-Arrangement zu erhalten, könnte die Erweiterung des Blocks durch benachbarte Bilder derselben Befliegung bieten, worauf geeignetere Passpunkte (z.B. bauliche Strukturen) auffindbar sind. Angenommen, dass der erweiterte Bildsatz ausreichend verknüpfbar ist und die Passpunkte günstig verteilt sind, könnte die Geometrie des Systems auf dem Untersuchungsgelände genauer und sicherer festgestellt werden.

Die schwache Textur und der extrem niedrige Kontrast, den die Naturweide aus kurzen Gräsern auf den panchromatischen Bildern erzeugte (Abb.73), beeinträchtigten die Bildzuordnung. So wurden dabei relativ gut verteilte Punkte mit einem durchschnittlichen Abstand von 5,6 m zueinander generiert. Sie stützen sich vor allem auf kleine Grashorste oder Felsgesteine. Bei einer Landschaft aus sanftwelligen Hangneigungen von etwa 3 bis 4 % Gefälle wie dieser, sollte ein Punktnetz dieser Dichte das Relief zutreffend modellieren. Eventuelle Fehler aufgrund der Hangneigung und Wölbung des Reliefs (*Wechsler und Kroll, 2006; Wilson, 2012; Polidori und El Hage, 2020*) sowie aus der Interpolation (*Fisher und Tate, 2006; Höhle und Potuckova, 2011; ASPRS, 2013*) sollten sich relativ klein halten.

Die Richtigkeit der Punkte wurde visuell durch 3D-Betrachtung des Stereopaars kontrolliert, wobei, trotz relativ kleiner Unstimmigkeiten, kein bedeutender Ausreißer aufgefunden wurde.

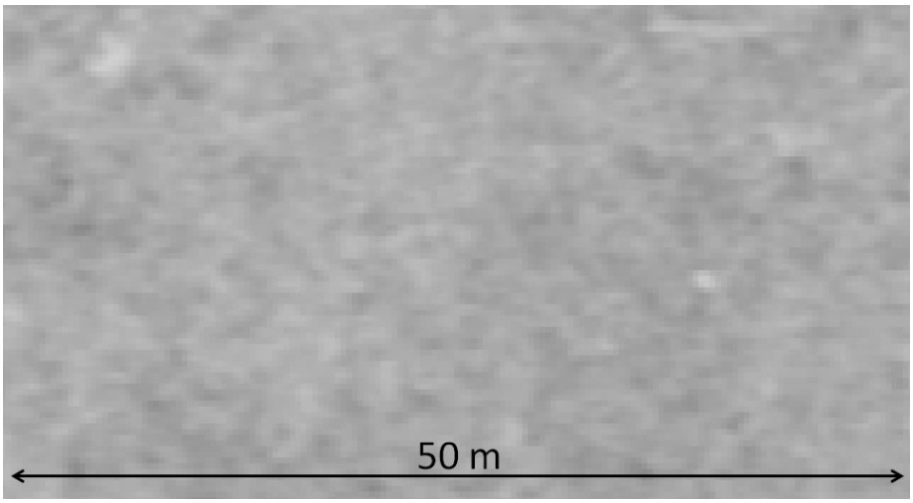


Abbildung 73. Typische Textur und Kontrast der Bilder der 1968er-Befliegung*. Die kurzen Gräser erzeugen eine schwache Textur und niedrigen Kontrast. Grashorste, Weideunkräuter oder Felsgesteine bieten die einzigen Differenzierungsmöglichkeiten für die Bildzuordnung.*

Da keine multitemporäre Aerotriangulation zwischen den Befliegungen 1968 und 2006 möglich war (s. 3.5), wurde die Übereinstimmung des DGMs mit dem Block der 2006er-Befliegung durch manuelle Messungen kontrolliert (s. 3.5). Stereomessungen auf dem Boden an 92 Stellen des 2006er-Blocks wurden durchgeführt und ihre Z-Werte mit denen des DGM für die gemeinsamen XY-Koordinaten verglichen.

Das Streudiagramm der Ist-Soll-Werte der aus dem DGM abgeleiteten BFH-Werte (Abb.74) zeigt einen linearen Zusammenhang zwischen den geschätzten und den stereogemessenen Werten. Dabei ist ebenfalls eine gute Anpassung der Schätzwerte an die Gerade erkennbar, die auch bei Extremwerten stabil bleibt. Die aus der Regressionsanalyse abgeleitete Schätzfunktion (oberer Bereich in Abbildung 74) ist in der Lage, die BFH mit einem $R^2 = 0,99$ vorherzusagen.

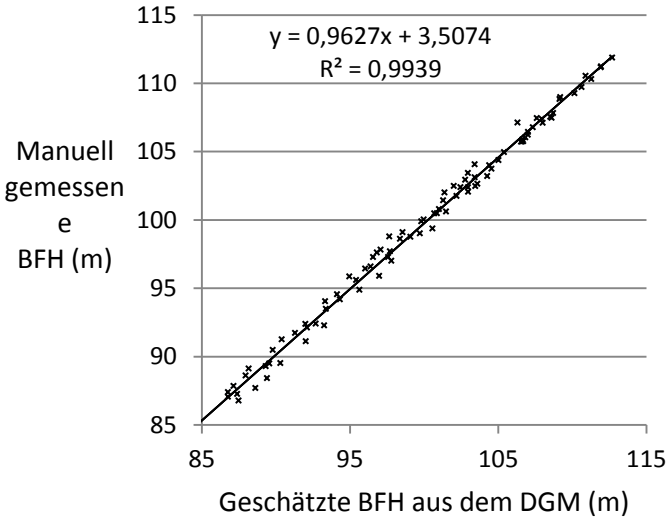


Abbildung 74. Regressionsanalyse zwischen manuell stereoskopisch gemessenen und aus dem DGM abgeleiteten Z-Werten.

Die berechneten Soll-Ist-Differenzen wurden in 0,1 m-Klassen geordnet und daraus das in Abb.75 dargestellte Häufigkeitsdiagramm erstellt, wodurch offensichtlich wird, dass die Fehler keiner Normalverteilung folgen.

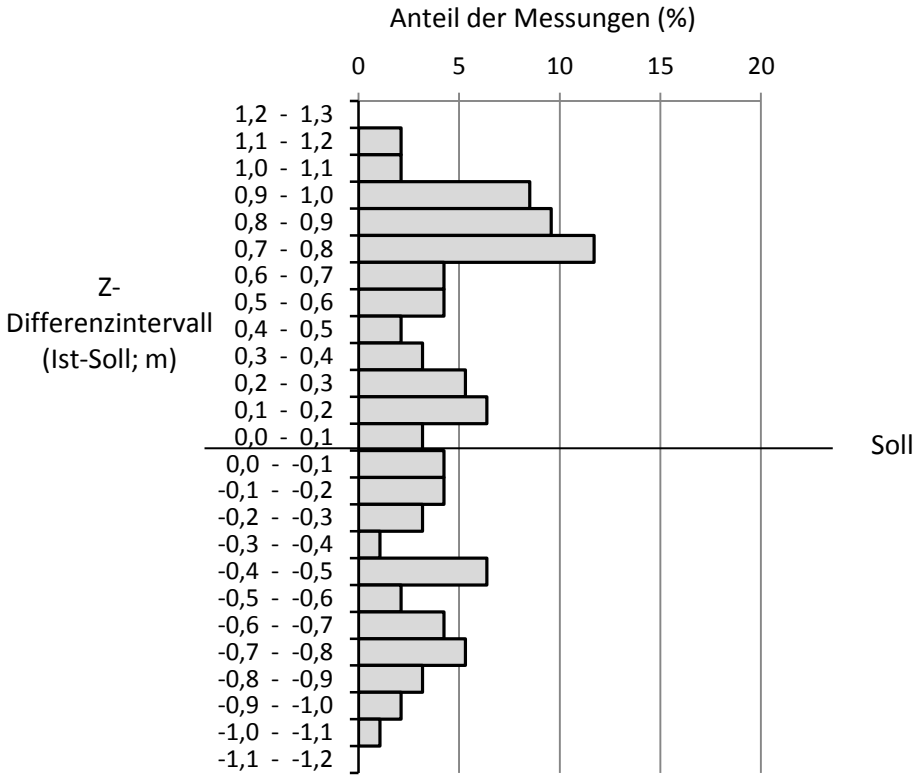


Abbildung 75. Häufigkeitsverteilung der Soll-Ist-Differenzen der BFH. *Die Soll-Linie in der Abbildung entspricht dem Fall, bei dem es keine Differenz zwischen dem manuell gemessenen und dem aus dem DGM abgeleiteten Z-Wert gibt. Der angewendete Ansatz zeigt relativ größere Fehler auf als die, die bei der BSH-Feststellung beobachtet wurden, aber keinen klaren systematischen Fehler (Bias).*

Die Werte der berechneten Parameter in der Tabelle C entsprechen der gerade beschriebenen Häufigkeitsverteilung: einen relativ kleinen systematischen Fehler (kleine mittlere Abweichung und kleiner Median) und eine relativ breite Streuung (große Interquantilabstände, NMAD, LE95 und RMSE) der Abweichungen als im Falle der BSH-Schätzungen. Die Modellierung der Bodenfläche bzw. die Ermittlung der BFH führt somit eine größere Unsicherheit (NMAD = 0,41 m) in die nachfolgenden Berechnung von H als die Schätzung der BSH (NMAD = 0,22 m). Die größeren Fehler bei der BFH- im Vergleich zu der BSH-Ermittlung können in erster Linie dadurch erklärt werden, dass aufgrund der niedrigeren Qualität der Passpunkte und der größeren GSD (s. 3.5), die erreichbare Genauigkeit in Z bei der 1968-Befliegung geringer war als bei der vom 2006. Das dagegen kleinere Bias ist vor allem eine Konsequenz der günstigeren Modellierungsbedingungen, die die sanftwelligen Hügel anbieten im Vergleich zu den Baumkronen, und der darauf resultierenden unterschiedliche Erfassungsmethoden für BFH und BSH (s. 2.1.1).

	BFH-Soll-Ist-Differenz (m)								
n	Wertebereich	Mitt.Abw. (Bias)	St. Abw.	Median	NMAD	LE95	Interquantil 95%	Interquantil 68,3%	RMSE
92	-1,16 bis 1,17	0,21	0,63	0,28	0,41	0,97	-0,92 bis 1,04	-0,65 bis 0,88	0,67

Tabelle 15. Statistische Auswertung der Genauigkeit bei der Ermittlung der Baumfußhöhe.

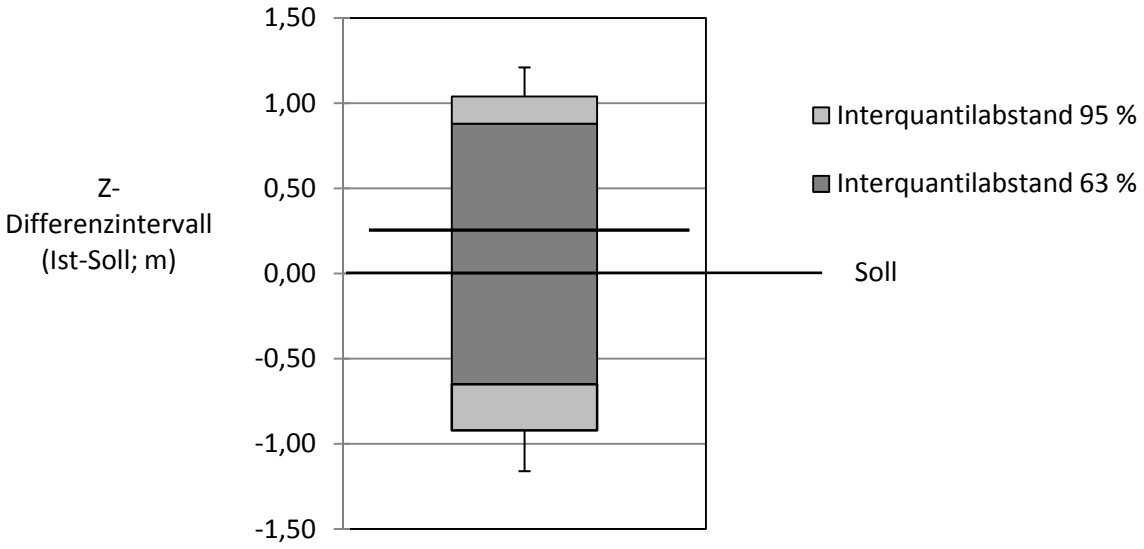


Abbildung 76. Interquantil-Abstände um den Median für die Ermittlung der BFH, mit 68,3 bzw. 95 % der Fehler und ihren extremen Werten.

Die einzelnen BFH werden dann mittels der früher generierten Regressionsgleichung (Abb.74) abgeschätzt

$$BFH = 0{,}9627x + 3{,}5074$$

wobei x dem vom Verortungsverfahren gelieferten BFH-Wert des Baumfußes entspricht.

Wie bei der Ermittlung der BSH, wäre im Falle der Erzeugung des DGMs für die Ermittlung der BFH ebenfalls eine größere Überlappung vorteilhaft. Dadurch würde der Boden auf den Stereopaaren öfter sichtbar sein. Somit könnten mehr Stereomessungen auf dem Boden durchgeführt werden, die der Erzeugung eines DGMs oder, wie im Falle dieser Arbeit, einer besseren Kontrolle der Übereinstimmung mit einem anderen Modell dienen könnten.

Durch mehr sichtbare Stellen auf dem Boden wächst ebenfalls die Wahrscheinlichkeit, gemeinsame Referenzpunkte im Gelände zu finden, die eine eventuelle multitemporäre Aerotriangulation ermöglichen könnten.

4.2.3 Baumhöhe

Die einzelnen Baumhöhen (H) werden aus der Differenz zwischen der Baumspitzenhöhe (BSH) und der Baumfußhöhe (BFH) berechnet:

$$H = BSH - BFH$$

Wie schon erwähnt, entspricht der Anteil an zertifizierbarem Kohlenstoff eines Baums der unteren Grenze des 95 %-Konfidenzintervalls seiner Bestimmung (s. 1.3.1.5 und Anhang C). Aus diesem Grund wurden für die Erfassung von BSH und BFH auf der Basis der entsprechenden Regressionsgleichungen (Abb.68 und 74) 95 % Sicherheitsvorhersageintervalle erzeugt *(SPSS Vers.15.0.1)*. Für die nachfolgenden Berechnungen von H werden für jeden Baum die Werte der unteren Grenze des generierten BSH- und der oberen Grenze des generierten BFH-Vorhersageintervalls übernommen (VI_U-BSH bzw. VI_O-BFH in Abb.77). Somit weist jeder berechnete H-Wert das angestrebte Sicherheitsniveau auf.

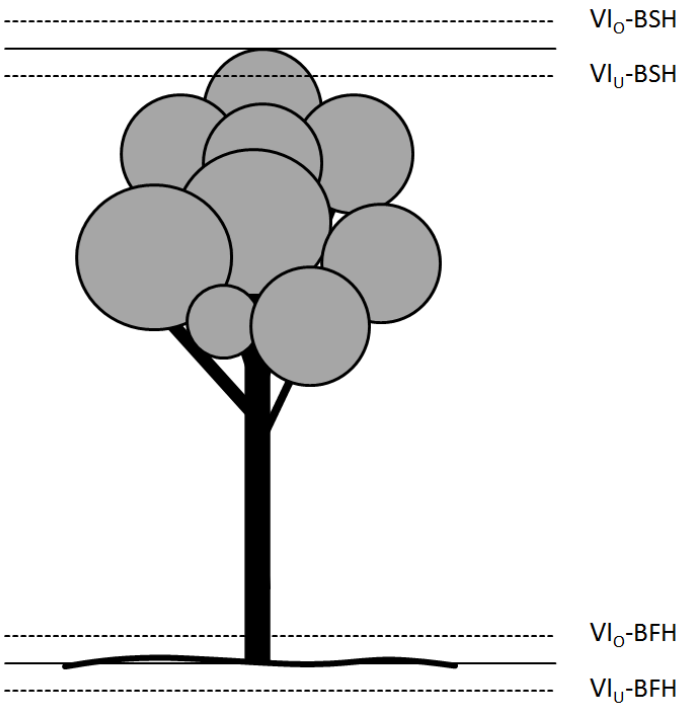


Abbildung 77. Skizzierung der unteren und oberen Grenzen des 95 %-Vorhersageintervalls für BFH und BSH.

Aus den festgestellten H-Werten werden nachfolgend Volumen, Biomasse und C-Gehalt jedes Baums durch Regressionsmodelle abgeleitet. Dafür sollte auf der Basis von Geländemessungen entweder ein lokales Modell erzeugt oder ein schon vorhandenes Modell angepasst werden. Im Rahmen dieser Arbeit war, wie schon erwähnt, aus logistischen Gründen kein Zugang zum Gelände möglich, um diese Art von Messungen durchführen zu können. Die Entwicklung einer passenden Regressionsgleichung oder die eventuell nötigen Anpassungen der Koeffizienten einer schon vorhandenen Gleichung waren somit nicht möglich. Um die Struktur des in dieser Arbeit entwickelten Ansatzes vollständig vorstellen zu können, werden trotzdem Regressionsmodelle angewendet, auch

wenn sie nicht für die Bedingungen dieses Experiments optimiert werden konnten.
Der Mangel an Geländemessungen erlaubt ebenfalls keine Erfassung der Schätzfehler bei der Anwendung dieser Modelle. Die Berechnung der 95 %-Konfidenzintervalle für die Ermittlung von Volumen, Biomasse und die Zertifizierung des C-Gehalts ist somit im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich.

Bei vorhandenem Zugang zum Gelände ist die Erzeugung oder Validierung der angewandten Regressionsmodelle in der Regel eine relativ unkomplizierte Aufgabe, die bei jeder Anwendung des Ansatzes durchgeführt werden kann. Aus diesem Grund beschäftigt sich die vorliegende Arbeit nicht mit der Erzeugung oder Optimierung solcher Gleichungen. Wichtiger in diesem Kontext ist dagegen die schon beschriebene Verringerung der **Unsicherheiten der Erfassung der unabhängigen Variablen** BFH und BSH durch die Optimierung der fernerkundungsbasierten Techniken.

4.2.4 Holzvolumen

Rachid et al. (2014) führten einen empirischen Vergleich von unterschiedlichen Baumvolumen-Regressionsmodellen für *Eucalyptus grandis* in Uruguay durch, wobei die besten Ergebnisse von der folgenden Gleichung geliefert wurden, die für diese Arbeit ebenfalls angewendet wird:

$$V\ (m^3) = 0{,}00003249 \times BHD\ (cm)^{1{,}804} \times H\ (m)^{1{,}178} \qquad \text{Gl.1}$$

Wobei V dem **Stammvolumen eines Baums** ohne Rinde entspricht.

Der angewandte Ansatz zur Verortung der BSH und BFH liefert die für die Gleichung 1 nötigen H-Werte, jedoch nicht die BHD-Werte. Wie in 1.3.1.1 erklärt, sind aber BHD und H miteinander korreliert, wodurch BHD aus H abgeleitet werden kann. Für die Region dieses Untersuchungsgeländes wurde in der Literatur keine überprüfte lokale BHD-H-Modellgleichung gefunden. Für diesen Zweck wurde die Gleichung 2 (unten) aus der Arbeit von da Silva *et al*. (2017) benutzt, die bei *Eucalyptus grandis*-Forsten in Nordbrasilien erfolgreich angewendet wurde:

$$\frac{1}{H-1{,}3} = -\beta_0 + \frac{\beta_1}{BHD} + \frac{\beta_2}{Id} \qquad \text{Gl.2}$$

Wobei:

β_0 = 0,01040
β_1 = 0,69738
β_2 = 2,32867
Id = Alter des Baums in Monaten (120 in diesem Fall)
BHD in cm
H in m

Mit BHD als unbekannter Variable nimmt die Formel die Form:

$$BHD = \frac{\beta_1}{\frac{1}{H-1{,}3} + \beta_0 - \frac{\beta_2}{Id}} \qquad \text{Gl.3}$$

Am Beispiel eines 30 m-hohen Baums, ergibt Gleichung 3 einen BHD von 0,27 m. Das Stammvolumen dieses Baums entspricht dann:

$$V = 0{,}00003249 \times (27)^{1{,}804} \times 30^{1{,}178} = 0{,}672\ \mathrm{m}^3$$

4.2.5 Biomasse

In der wissenschaftlichen Literatur wurde keine angepasste Biomasse-Modelgleichung für *Eucalyptus grandis* in Uruguay gefunden. *Vallejos-Barra et al. (2020)* führten eine Auswahl und empirische Anpassung unterschiedlicher Modelle durch und generierten dabei Biomasse-Modelle für *Eucalyptus globulus* für die Bedingungen Uruguays. Auch wenn der Aufbau von *E. globulus* und *E. grandis* sehr ähnlich ist, bleiben die Modelle artspezifisch und sollten im Prinzip nicht direkt bei einer anderen Art angewendet werden. Allerdings, zum Zweck die Struktur dieser Methode vollständig vorstellen zu können, wird trotzdem hier das *Eucalyptus globulus*-Modell direkt übernommen. Für die Gewinnung von Zellulose ist die **Biomasse des Stammes** von Interesse. Das anzuwendende Modell lautet:

$$Stammbiomasse = 0{,}0001192 \times BHD^{2{,}091} \times H^{0{,}503} \times p \qquad \text{Gl.4}$$

Wobei p einem Dichte-Faktor entspricht, der nach den Autoren in diesem Fall 536,5 kg.m^{-3} beträgt.

Am Beispiel des 30 m-hohen Baums ergibt das Model eine Stammbiomasse von 348,15 Kg.

Sind Volumen und Dichte des Baumstammes vorhanden, kann seine Biomasse ebenfalls durch ihr Produkt berechnet werden (*Weiskittel et al., 2011. S.131*). Das Stammvolumen des Beispielbaums wurde im Kap. 4.2.4 auf 0,672 m³ geschätzt. Erneut wird aus didaktischen Gründen hierbei der Wert von *Vallejos-Barra et al. (2020)* für die Dichte übernommen, der allerdings einem anderen Bestand und einer anderen Art entspricht. Somit ergibt sich für die Biomasse des Stammes:

$$Stammbiomasse = 0{,}672 \times 536{,}5 = \ 366{,}43\ Kg$$

Für die Nutzung des Baums als Energiequelle kommt die **gesamte überirdische Biomasse des Baums** in Frage. Rinde, Äste und Blätter müssen in die Berechnungen einbezogen werden. *Vallejos-Barra et al. (2020)* entwickelten das folgende Modell dafür:

$$Überird.Baumbiomasse = 0{,}0002149 \times BHD^{2{,}130} \times H^{0{,}307} \times p \qquad \text{Gl.5}$$

Im Falle des Beispielbaums beträgt diese dann 366,44 Kg.

Um den gespeicherten Kohlenstoffes (C) eines Baums berechnen zu können, muss die **Biomasse des gesamten Baums** bekannt sein, d.h. einschließlich der Biomasse der Wurzeln. Wie bereits erwähnt (1.3.1.4), ist die empirische Erfassung der Wurzelbiomasse mühsam und sehr unpräzis. Sie wird daher extrem selten durchgeführt. Aus diesem Grund, wird im Falle von Zertifizierungen zur C-Speicherung bei *Eucalyptus spp*. Forsten vom Genehmigungsbüro (*UNFCCC, 2021*) empfohlen, den Wert der Wurzelbiomasse mit 35 % der überirdischen Baumbiomasse zu berücksichtigen (Gleichung 6).

$$Ges.Baumbiomasse = \ Überird.Baumbiomasse \times 1{,}35 \qquad \text{Gl.6}$$

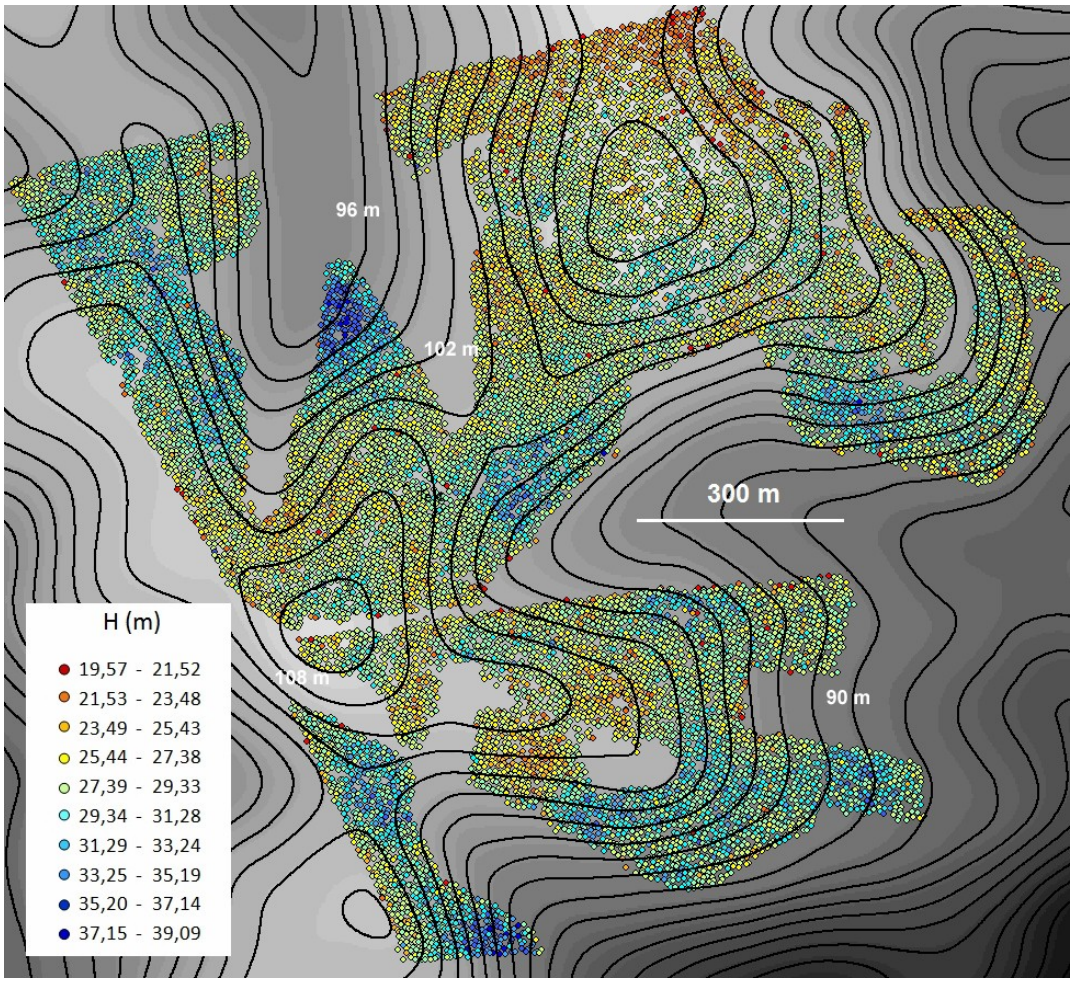
Für den Beispielbaum beträgt die gesamte Biomasse dann 494,70 Kg.

4.2.6 Gespeicherter Kohlenstoff

Die Erfassung des **C-Gehalts** des Baums beruht auf seinem Verhältnis zur Biomasse, das bei einem Faktor von 0,5 liegt (s. 1.3.1.5). Für den Fall des Beispielbaums sind es 494,70 X 0,5 = 247,35 Kg C. Wie in 4.2.3 bereits erklärt, aufgrund der Unzugänglichkeit zum Gelände ist der Fehler der Schätzung bzw. das Konfidenzintervall in diesem Falle nicht berechenbar. Die exakte Menge an zertifizierbaren C des Baums kann somit unter diesen Bedingungen nicht festgestellt werden.

4.3 Anwendung des Folgeansatzes auf den gesamten Bestand

Der Folgeansatz wurde in einem 100 ha Bestandsausschnitt angewandt. Davon sind 87 ha mit 16.376 Bäumen bedeckt, die restlichen 23 ha entsprechen baumlosen Arealen. Die Abbildung 78 zeigt Point-Shapefiles, wobei jeder Baum repräsentiert ist und seine Höhe (oben) und sein Stammvolumen (unten) durch eine Farbskala kodiert sind. Alle anderen durch den Folgeansatz bestimmten Merkmale (BHD, Stammbiomasse, gesamte Baumbiomasse und gespeicherter Kohlenstoff) können auf diese Weise ebenfalls dargestellt werden. Als Hintergrund wird das DGM mit Höhenlinien dargestellt.



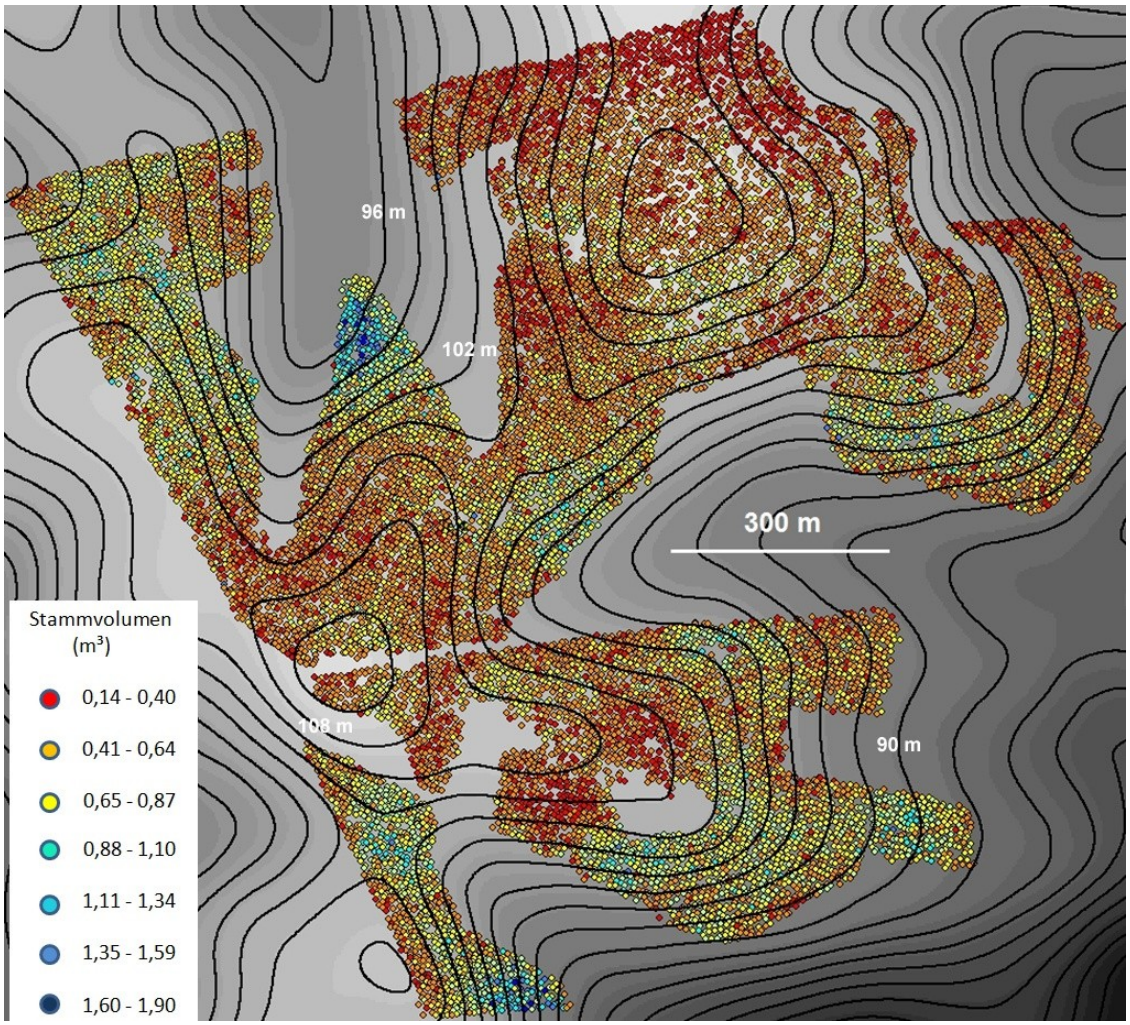


Abbildung 78. Punkt-Shapefile mit den einzeln repräsentierten Bäumen, farbkodiert nach ihrer Höhe (oben) und Stammvolumen (unten). DGM und 2 m-Höhenlinien im Hintergrund. *Auf den höheren Geländeteilen sind die Bäume wegen den geringeren Mächtigkeit des Bodens im Prinzip kleiner (rot). Auf tiefen Geländebereichen sind dagegen größere Bäume zu finden (blau). Tiefere Lagen auf denen trotzdem kleine Bäume aufwachsen, entsprechen Felsbereichen, die das Wachstum der Bäume naturgemäß begrenzen.*

Wie in 1.3.1.2 erläutert, wird die Leistungskraft der unterschiedlichen Standorte durch die Höhe der darauf wachsenden Bäume gleichen Alters verglichen. Dieser Effekt ist in Abb.78 (oben und unten) veranschaulich. Dabei ist zu sehen wie die kleinsten Bäume (rot) im Prinzip auf den höheren Geländeteilen zu finden sind, und die höchsten (blau) in den tieferen Lagen. Dies entspricht vor allem dem Unterschied in der Mächtigkeit des A-Horizonts, der in der Region zwischen etwa 0,2 und 0,5 m variiert (s. 3.1). Andere Bodeneigenschaften spielen hierbei ebenfalls eine wichtige Rolle: Aufgrund erosiver Prozesse bieten im Prinzip die Böden auf den oberen Geländeteilen weniger Wasser und Nährstoffe, zeigen eine schlechtere Struktur und haben weniger organische Bestandteile. Auf manchen Arealen der tieferen Bereiche sind jedoch auch relativ kleine Bäume zu sehen. Hierbei handelt es sich um örtlich herausragende Felsbereiche, die die Qualität der Böden lokal beeinträchtigen.

Es können im Prinzip beliebige Klassifizierungen nach unterschiedlichen Größen vorgenommen werden. Wie in 1.2.1.2 ausgeführt, zeigt Uruguay eine besonders vielfältige Geologie, die, zusammen mit dem Effekt erosiver Prozesse, eine entsprechend große Vielfältigkeit an edaphischen Bedingungen innerhalb kurzer Distanzen verursacht. Die Qualität der Böden, die für die Forstwirtschaft benutzt werden, ist in der Regel schlecht. Somit hat jede Änderung der Bodenbedingungen eine relativ große Wirkung auf das Wachstum der Bäume; vor allem durch die Mächtigkeit und die damit verbundene Wasserspeicherkapazität der Böden. **Die standortkundliche Beurteilung um die forstliche Behandlung in jedem Bereich zu optimieren, wird daher immer wichtiger**. Die Erfassung jedes einzelnen Baums mit seiner Höhe, die dieser Ansatz generiert, erlaubt eine präzise Kartierung nach Standortqualitäten.

Die Höhe eines Baums in der Plantage wird oft als Kriterium für die Auswahl von Exemplaren zum Klonen verwendet, was eine häufige Praxis in Uruguay ist. **Die Baumhöhen Karte bietet daher enorme Vorteile gegenüber der bisher üblichen Praxis**, bei der die BHD von visuell vorausgewählten Bäumen im Gelände manuell gemessen wird.

Das zuvor generierte Shapefile mit den georeferenzierten Bäumen wird mit der gerade erzeugten Information ergänzt, so dass Standort, Brusthöhendurchmesser, Höhe, Volumen, über- und unterirdische Biomasse und gespeicherter C jedes einzelnen Baums auffindbar sind. Eine Tabelle dieser Art, die alle Individuen des Bestands erfasst, erlaubt die Auswahl von Bäumen nach unterschiedlichen Kriterien und ihre spätere Verortung und das Auffinden im Gelände, sowie die Differenzierung und Quantifizierung der Baumpopulation nach unterschiedlichen Kriterien. Ein repräsentativer Ausschnitt dieser Tabelle mit den Merkmalschätzwerten für den kleinsten, den mittleren und den größten Baum im Bestand ist im Tab.16 zu sehen. Ein Ausschnitt der Tabelle mit allen bestimmten Merkmalen ist im Anhang B auffindbar.

Baum ID	Länge (m) X	Breite (m) Y	H (m)	BHD (cm)	Stamm-vol. (m^3)	Stamm-biomasse (kg)	Oberird. Biomasse (kg)	Ges.ober- + unterird. Biomasse (kg)	Ges. C (kg)
1957	434859,2	6424505,0	19,57	15,25	0,147	85,08	95,23	128,56	64,28
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
11568	434520,6	6423889,6	29,11	25,87	0,609	313,66	331,55	447,60	223,80
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
5396	434619,0	6424308,4	39,09	39,93	1,888	901,98	915,30	1235,69	617,83

Tabelle 16. Auswahl der Schätzwerte der zu untersuchenden Merkmale nach dem Folgeansatz. *Das Ausmaß der Spannweite der Baumgröße erweist die entsprechend großen Unterschiede in der Qualität der Standorte. Der Vorteil einer Standortdifferenzierung wird hierdurch offensichtlich.*

Die Tabelle 17 zeigt die berechnete Menge an Holz, der oberirdischen Biomasse und des in den Bäumen gespeicherten C, die der gesamte Bestand hat.
Vor allem im Falle der Baumfußhöhe, die aufgrund der Schwierigkeiten bei der DGM-Generierung eine 95 %-Interquantilabstand von -0,92 bis 1,04 m aufweist, gibt es ein Verbesserungspotential. Wie

in Kap. 4.2.2. bereits erklärt, könnten besser verortete bzw. verteilte Passpunkte in den 68er-Luftbildern die Genauigkeit des DGMs erhöhen.

Eine durchaus denkbare Möglichkeit, um ein genaueres DGM zu erhalten, wäre die *systematische Befliegung der Forstgebiete kurz nach den Kahlschlägen um ein verbessertes DGM zu erzeugen*.

Merkmal	Gesamte Menge
Stamm Volumen (m^3)	10.228
Oberirdische Biomasse (Kg)	5.524.331
C (Kg)	3.728.923

Tabelle 17. Stammholzvolumen, Biomasse und Kohlenstoff des gesamten Bestandes

Die Literaturrecherche machte offensichtlich, dass in Uruguay wenige Regressionsmodelle für Holzvolumen und Biomasse veröffentlich worden sind, die an die Bedingungen des Landes angepasst sind. Die Verbesserung der Genauigkeit der Ermittlung von H bzw. die Senkung von $\triangle$H- und $\triangle$BHD bringt wenig ein, wenn diese Messungen für Regressionsgleichungen benutzt werden, die große Unsicherheit bzw. hohe Modellfehler aufweisen. Die Generierung von neuen Modellen oder die empirische Anpassung der schon existierenden Modelle, ist daher für diese frühe Phase der Waldinventuren nach ITD-Methoden in Uruguay eindeutig wichtig. Um die anzuwendenden Regressionsmodelle weiter zu verbessern bzw. für unterschiedliche Bestandsituationen genauer zu kalibrieren, wäre es durchaus denkbar kurze "Modell-Kalibrierungsbefliegungen" durchzuführen. Sie sollten kurz vor einem vorgesehenen Durchforstungseingriff stattfinden und kleine repräsentative Bereiche des Waldes erheben. Während der Durchforstung sollte bei einer ausreichenden Anzahl gefällter Bäume ihre XYZ-Koordinaten am Baumfuß, H, BHD, Volumen und Dichte der Biomasse festgestellt werden. Die so ermittelten Werte können dann als vertrauenswürdige Referenz für eine sichere Charakterisierung und Quantifizierung der unterschiedlichen Fehlerquellen bzw. für die hoch präzise Anpassung von Regressionsmodellen verwendet werden.

Wie in 4.1.4 gezeigt, hat der Ansatz nicht alle Bäume in Gelände erfasst. Im Stichprobengelände sind 2,87 % der Individuen nicht ermittelt worden, deren C bei der Bilanz unberücksichtigt geblieben ist. Die gesamte Menge an Biomasse, Holzvolumen und C sollte daher um 2,87 % gesteigert werden. *Bei jedem neuen Einsatz sollte die Effektivität der Baumermittlung durch stichprobenmäßige Beobachtungen systematisch festgestellt werden, um die zuvor vorgeschlagenen Korrekturen durchzuführen.*
Das Problem der vom System nicht erfassten Bäume und seine möglichen Lösungen wurde in Kapitel 4.1.4 diskutiert. Die dabei analysierte Ergänzung der Baumermittlung durch hochauflösende Satellitenbilder, könnte auch die Genauigkeit der Einschätzung der Biomasse von Ästen und Laub verbessern. Die Größe der Kronen wird von der Konkurrenz mit benachbarten Bäumen allerdings stärker beeinflusst sein als BHD und H und zeigt daher keine starke Korrelation mit der Baumbiomasse (*Van Laar und Akça, 2007. S.80; Weiskittel et al. 2011. S.123-124 u. 131*). Sie ist aber ein relativ guter Prädiktor für die Biomasse von Ästen und Laub (*Van Laar und Akça, 2007. S.80;*

West, 2009. S.145). Aufgrund der Größe der erfassten Oberfläche, bietet diese Art von Satellitenbildern die Möglichkeit, die Größe der Kronen relativ präzise einzuschätzen.

Im Gegensatz zum früher ausgewählten 300 m X 150 m-Stichprobenbereich im Zentrum des Bestands, zeigt der Gesamtbestand Ränder zu Weiden, zu Wegen und zu abgeholzten Bereichen. Bei mehreren Bäumen, die sich am Rand des Bestands befinden, wurden Unterschätzungen in ihrer Höhe von bis zu etwa 20 m beobachtet. Eine Analyse der Punktwolken dieser Bäume vermittelt den Eindruck, dass die stereokorrelierten Punkte der Krone von der Bodenfläche daneben systematisch nach unten "gezogen" werden. Eine Lösung für die fehlerhaften Bildzuordnungen wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht gefunden. *Kukkonen et al. (2016)* und *White et al. (2015)* beobachteten ebenfalls diesen Effekt bei der Stereokorrelation von Bäumen, die sich am Rande des Bestands oder isoliert auf offenem Gelände befinden. Es ist daher sehr wahrscheinlich, dass dieses Problem nicht durch die schon vorgeschlagene Nutzung einer größeren Kamera, einer kreiselstabilisierten Plattform und einer besseren Überlappung beseitigt werden kann und das bei Anwendung dieses Ansatzes in der Regel damit zu rechnen wäre. Um die Wirkung dieses Problems auf die Schätzungen der Merkmale zu vermindern, wurde die Höhe des kleinsten Baums innerhalb des Bestands bestimmt, der sich *nicht* am Rande des Bestands befindet bzw. der nicht von diesem speziell photogrammetrischen Problem betroffen war. Es wird angenommen, dass alle Bäume mit Höhen unter 19,5 m aufgrund des gerade beschriebenen Problems unterschätzt wurden. Dieser Gruppe gehören 0,73 % der 16.678 Bäume im Bestand an. Der Höhenwert dieser 119 Individuen des Saumbereichs wurde dann durch den durchschnittlichen Baumhöhenwert (29,88 m) im Bestand ersetzt. Die Feststellung des *gesamten* Holzvolumens, der Biomasse und des C des Bestands wird dadurch genauer. Für den Vergleich oder die Klassifizierung von *individuellen* Bäumen stellen diese Korrekturen dagegen eine Fehlerquelle dar. Deshalb sollten die berechneten Höhenwerte dieser Bäume des Saumbereiches nicht für weitere Untersuchungen verwendet werden. Zu diesem Zweck könnten die entsprechenden Exemplare farbkodiert werden.

5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Der vorgestellte Ansatz basiert auf einem ITD-Verfahren mit drei neu eingeführten Elementen:

- Die Anwendung niedrigerer Korrelationskoeffizienten bei der Bildzuordnung bzw. die Ausnutzung der hierbei erkannten *zufallsbezogenen* Übereinstimmungen für die Modellierung der Kronen.
- Die Generierung einer binären Maske durch radiometrische Operationen, die es erlaubte, die Kronen vom Rest der Landschaftselemente zu trennen.
- Die Nutzung von Luftbildern aus der 60er Jahren, als die Landschaft baumlos war, um das nötige Referenz-DGM zu erzeugen.

Die entwickelte Methode liefert zufriedenstellende Ergebnisse. Sie erlaubt die Verortung jedes Baums und die Ermittlung seiner Baumhöhe, des Volumens, der Biomasse und des gespeicherten Kohlenstoffes. Die individuelle Erfassung der Bäume ermöglicht nicht nur eine genaue Inventarisierung, die das Treffen sicherer Entscheidungen über die Behandlung des Bestands erlaubt, sondern auch eine präzise und gezielte Auswahl der Exemplare für das Sägewerk oder die Züchtung.

Die *Eucalyptus*-Wälder in Uruguay stehen auf extrem vielfältigen Bodenabfolgen relativ schlechter Qualität, die eine besonders hohe Heterogenität an Zuwachspotential innerhalb der Bestände verursacht. Die georeferenzierte Erfassung der Höhe jedes einzelnen Baums ermöglicht unter diesen Umständen eine genaue und sichere Erkennung und Kennzeichnung von Standorten innerhalb eines Bestands.
Die erreichte Genauigkeit bei den Erhebungen der Baumgröße, -volumen, -biomasse und des gespeicherten Kohlenstoffs sowohl auf individueller als auch auf Bestandsebene übertrifft die der traditionellen Systeme, die auf Stichprobenahme und Inferenz basieren. Im Falle der Generierung von CO_2-Emissionsrechten erlaubt diese Methode somit die Zertifizierung eines höheren Anteils des im Bestand gespeicherten Kohlenstoffes.
Die Forstwirtschaft in Uruguay beruht ganz überwiegend auf relativ kleinen aufgeforsteten Flächen, die den Erwerb teurer Luftbildphotogrammetrie-Ausrüstungen nur schwer erwirtschaften. Das hier entwickelte System benötigt eine relativ preiswerte und einfach einsetzbare Ausrüstung, die ihm Flexibilität gibt und wodurch ein günstiges Kosten/Nutzen-Verhältnis erreicht wird. Die Methode ist allerdings für bessere bzw. komplexere Aufnahmeausrüstungen ebenfalls tauglich und erweiterbar. Das Verfahren ist somit an die Bedingungen Uruguays speziell angepasst.

Eine korrekte Ermittlung und Modellierung der einzelnen Kronen kann durch die Anwendung niedriger Schwellwerte der Korrelationskoeffizienten bei der Bildzuordnung sowie die Verwendung einer gezielt entwickelten Maskierungsmethode erreicht werden: Die rasenartige Textur und die Subkronen-Architektur der Eucalyptus-Kronen schaffen besondere Bedingungen für die Bildzuordnung. Sie generieren randomisiert ähnliche Anordnungen auf den Abbildungen der Kronenflächen, die zufallsbezogene Übereinstimmungen bei der Stereokorrelation verursachen. Bei der Anwendung niedriger Schwellwerte für die Korrelationskoeffizienten werden relativ dichte Wolken aus überwiegend nicht optimalen Punkten generiert. Diese Punkte sind zwar fehlerhaft, aber sie weichen relativ wenig von ihren richtigen Positionen im Objektraum ab, ihre räumlichen Streuungen zeigen keine systematische Fehler und die Abweichungen sind zufällig verteilt. Die Ränder der Subkronen innerhalb der Kronen weisen wenige aber richtig stereokorrelierte Punkte (objektbezogener Übereinstimmung) auf. Durch eine Filterung können die nicht optimalen zufallsbezogenen durch die (richtigen) objektbezogen stereokorrelierten Punkte räumlich verankert werden. Somit kann eine Verdichtung der Kronenwolken erreicht werden, die, obwohl sie aus überwiegend fehlerhaft stereokorrelierten Punkten bestehen, die Modellierung der Kronenflächen deutlich verbessern. Aufgrund der angewandten niedrigen Korrelationskoeffizienten werden allerdings falsch festgestellte Baumspitzen an den Kronenrändern und zwischen den Kronen erzeugt. Nach der Charakterisierung der Radiometrie der Unterwuchs-, Boden- und den Kronenabbildungen gelang durch Transformationen und Operationen zwischen Bildern eine radiometrische Absonderung der Kronen vom Rest der Umgebung. Damit wurde eine binäre Orthophotomaske generiert, die alle stereokorrelierten Punkte, die den Kronenrändern oder keiner Krone entsprechen, automatisch eliminiert. Somit wurden die zuvor erwähnten fehlerhaften Baumspitzen beseitigt.

Die Art und die Reihenfolge der mathematischen Operationen, die für die Generierung solcher Masken erforderlich sind, ist von dem Objekt und der Art der Aufnahmen abhängig. Sie ist daher nicht ohne weiteres auf andere Situationen direkt übertragbar und muss jeweils empirisch überprüft oder bestimmt werden.

Das klassische Problem der Modellierung der Geländefläche unter dem Kronendach kann durch die Nutzung von Luftbildmaterial aus den 68er Jahren zufriedenstellend gelöst werden. Bei Stereopaaren aus derselben Zeit, aber mit mehr und besser erkennbaren Passpunkten im Gelände, ließen sich genauere DGMs generieren, und es könnte sogar eine multitemporäre Aerotriangulation beider Bildsätze ermöglicht werden.

Als Hauptschwierigkeiten dieser Methode zeigen sich die benötige Windstille und die gleichmäßige Wolkendeckung für die Befliegung, die nach Schätzungen des Autors höchstens vier bis fünf Einsatztage im Monat ermöglichen. Der Ansatz wurde im Prinzip für *Eucalyptus*-Arten entwickelt, die eine besondere Kronenarchitektur zeigen. Ob diese Methode ebenfalls für andere Baumarten geeignet ist, kann nur empirisch überprüft werden.

Zur Verbesserung der Methode sollten in der Zukunft die folgenden Möglichkeiten erkundet werden:

- Die *Nutzung einer größeren Mittelformalkamera mit kreiselstabilisierter Plattform* und einer größeren Bildüberlappung, wodurch:
    - die Stereokorrelation des Kronendachs und somit die Genauigkeit der Verortung der Baumspitzen verbessert werden kann.
    - eine bessere Bildzuordnung und durch die höhere Bildüberlappung eine bessere Gestaltung der Kronenumrisse auf der binären Orthophotomaske erzeugen und dadurch eine Kronenermittlungsrate erreicht würde.
    - der Anteil der Bodenfläche größer wird, die zwischen den Baumkronen stereosichtbar ist. Dadurch wird es wahrscheinlicher, gemeinsame Geländebereiche auf dem neuen und dem 1968er-Bildersatz zu finden, die eventuelle Korrekturen im DGM oder sogar eine vorteilhaftere multitemporäre Aerotriangulation erlauben würden.
- *Befliegungen über kürzlich kahlgeschlagenen Gebieten* würde die Generierung von präzisen DGMs erlauben, die für die Bestimmung der Baumfußhöhen (BFH) des nächsten dort wachsenden Waldes wertvoll wären.
- Nach jedem Durchforstungseingriff besteht die Gelegenheit, direkte präzise Messungen an den gefällten Bäumen im Gelände durchzuführen. Kurze *Befliegungen vor dem Eingriff* würden Modellierungen erlauben, die mit diesen hoch qualitativen Geländemessungen nach dem Eingriff validiert und angepasst werden können. Dadurch könnten vertrauenswürdige Regressionsgleichungen für zukünftige Einsätze in ähnlichen Gebieten generiert werden.
- Die eventuelle *Nutzung von sehr hochauflösenden Satellitenstereobildpaaren* zur Generierung der binären Orthophotomaske und für die Verbesserung der Ermittlung der Biomasse von Laub und Zweigen, die zufällig bei Windstille aufgenommen wurden.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1. Uruguay auf der Karte Südamerikas. 7
Abbildung 2. Durchschnittliche monatliche Niederschlags- und potentielle Evapotranspirationswerte der Wetterstation La Estanzuela (blaue bzw. rote Kurve) und Niederschlagswerte des Monats (Säulen) (basiert auf Registern von INIA, 2020, für die Zeitperiode 1988 -2018). 8
Abbildung 3. Anzahl und Zeitspanne der Ereignisse an der Wetterstation La Estanzuela für eine 20-Jahre Zeitperiode, wobei der Bodenwassergehalt sich unter 40 % der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums befand. 9
Abbildung 4. Repräsentative Szene (Bezirk Algorta, Departamento Paysandú) für den Großteil der Fläche Uruguays. 10
Abbildung 5. *Eucalyptus*-Bestand mit etwa 200 Bäumen pro Hektar im Bezirk Algorta (Untersuchungsgelände). 15
Abbildung 6. 70 x 50 km Teilfläche der Region Algorta, Paysandú, mit der typischen mosaikartigen Struktur aus Acker und Weide sowie *Eucalyptus*-Forsten. 20
Abbildung 7. Ausschnitt einer Luftbildaufnahme des *Eucalyptus*-Kronendachs des Untersuchungsgeländes. .....**Fehler! Textmarke nicht definiert.**
Abbildung 8. Auf dem Unterwuchs bzw. zwischen Kronen (dunkel grün) generierte homologe Punkte. 52
Abbildung 9. Ausschnitt eines Layers mit drei repräsentativen Situationen durch Bildzuordnung bestimmte Kronen-Punktwolken und deren ermittelten LMs (Dreiecke): richtig (C) bzw. fehlerhaft (A) verortetem LM, doppelt markierter Krone (B). 53
Abbildung 10. Vertikal- (links) und Seitenansicht (rechts) der Punktwolke einer Krone im Untersuchungsgelände mit dem skizzierten Kronengewölbe, der durch Stereomessung bestimmten Baumspitze, und einem seitlich bzw. vertikal verschobenen LM. 54
Abbildung 11. Vertikal- (links) und Seitenansicht (rechts) der Punktwolke einer Krone im Untersuchungsgelände mit dem skizzierten Kronengewölbe, der durch Stereomessung bestimmte Baumspitze, und einem vertikal verschobenen LM. 54
Abbildung 12. Seitliche NIR-Aufnahme einer für den Versuchsbestand repräsentativen Krone (links) und Skizzierung ihrer Subkronen-Struktur (rechts) (Aufnahme des Autors). 55
Abbildung 13. Bäume im Untersuchungsgelände mit unterschiedlichem Schlussgrad ihrer Subkronen. 56
Abbildung 14. Typische Verteilung der durch Bildzuordnung bestimmten Punkte auf zwei Kronen... 56
Abbildung 15. *Eucalyptus grandis* typische hängende Blätter. 57
Abbildung 16. Typisch dünn beblätterte *Eucalyptus grandis*-Kronen. 58
Abbildung 17. Skizzierung des Effekts der Transparenz der Krone auf die 2D-Darstellung im Stereopaar. Links eine nicht-transparente und rechts eine transparente Kronenfläche. 59
Abbildung 18. Musterlose mosaikartige Textur auf einem etwa 4,5 m x 3 m großen Ausschnitt einer *Eucalyptus grandis* -Krone. 59
Abbildung 19. Rasenartige Fläche auf zwei Abbildungen derselben *Eucalyptus grandis*-Krone im Untersuchungsgelände. 60
Abbildung 20. Graustufen-Darstellung eines RGB-Bildausschnittes mit Kronen (K), Boden (B) und Unterwuchs (U). 62
Abbildung 21. Graustufen-Darstellung desselben Bildausschnittes mit Kronen, Boden und Unterwuchs auf dem R- (links), G- (mittel) und B-Kanal (rechts). 63

Abbildung 22. Ausschnitt der Oberfläche des Stausees im Untersuchungsgelände..... 66
Abbildung 23. Rasenartige Oberfläche des Stausees. 66
Abbildung 24. Punktwolken der Bildzuordnung mit unterschiedlichen Schwellwerten des Korrelationskoeffizienten auf einer Seeoberfläche (horizontale Linie) mit 300 m² des Untersuchungsgebietes. 68
Abbildung 25. Anzahl der generierten Punkte pro Quadratmeter bei der Stereokorrelation durch unterschiedliche Schwellwerte des Korrelationskoeffizienten auf vier unterschiedlichen Landschaftstypen. 70
Abbildung 26. Gesteins-Bereich (innerhalb des Polygons) aus auftauchenden semibegrabenen Felsen auf einer Gras- und Kalk-Sedimentoberfläche. 71
Abbildung 27. Typische Verteilung der generierten Punkte bei der Stereokorrelation auf dem Gesteins-Bereich. 71
Abbildung 28. Punktwolken einer Eucalyptus-Krone berechnet mit unterschiedlichen Schwellwerten des Korrelationskoeffizienten. Der große Punkt entspricht der manuell stereogemessenen Baumspitze. 72
Abbildung 29. Abbildung einer *Pinus eliotii*-Krone auf beiden Bildern des Stereopaars. 73
Abbildung 30. Generierte Punktwolken unter Anwendung eines K.K.-Schwellwerts von 0,8 auf Kronen von *Eucalyptus grandis* (links) und *Pinus eliotii* (rechts). 74
Abbildung 31. Punktwolken aus Stereokorrelationen einer Eucalyptus-Krone mit und ohne Anwendung der Glättungsfunktion. Der große Punkt entspricht der vom Operateur stereogemessenen Baumspitze. 75
Abbildung 32. Maskierte Kronenpaare mit und ohne Collage-Pixelüberlagerung. 77
Abbildung 33. Punktwolken aus zwei Stereokorrelationen der maskierten Kronen (Abb.32) durch zwei Schwellwerte des K.K.. 78
Abbildung 34. Stereokorrelierte Baumkronen mit übereinstimmenden und nicht übereinstimmenden Grauwertintervallen. 79
Abbildung 35. Kronenwolken aus der Stereokorrelation von Stereopaar 1 und 2 (s. Abb.34) bzw. mit und ohne Differenzierungen der Grauwertbereiche. 80
Abbildung 36. Weide auf einem nicht aufgeforsteten Gebiet direkt neben dem Untersuchungsbestand (Aufnahme des Autors, Dez.2006). 82
Abbildung 37. Repräsentatives Bodenprofil im Untersuchungsgelände (Aufnahme des Autors, Dez.2006)..... 83
Abbildung 38. Skizze des Erstansatzes zur Generierung eines 3D-Baumhöhenlayers. 85
Abbildung 39. Überblick der Bildstreifen der 2006er-Befliegung und der Verteilung der Passpunkte 86
Abbildung 40. Skizze des Folgeansatzes zur Umsetzung der Arbeitshypothesen. 88
Abbildung 41. Skizze der Reihenfolge der mathematischen Operationen auf den drei Farbkanälen und Generierung des binären Orthophotomosaiks. 89
Abbildung 42. Passpunktverteilung im Überlappungsbereich des 1968er Stereobildpaars und 2006er Befliegungsbereich (dunkleres Viereck). 92
Abbildung 43. Häufigkeitsverteilung der Grauwerte im Blaubereich für jedes der drei Landschaftselemente, sowie Bildausschnitte der RGB- und der B-Kanal-Darstellung. 95
Abbildung 44. Häufigkeitsverteilung der Grauwerte im Grünbereich. 96
Abbildung 45. Häufigkeitsverteilung der Grauwerte im Rotbereich für jedes der drei Landschaftselemente, sowie Bildausschnitte der RGB- und der R-Kanal-Darstellung..... 97

Abbildung 46. Repräsentativer RGB-Bildausschnitt des Geländes mit Kronen, Unterwuchs, Boden und einer weißen Holzplatte (=Passpunktsignalisierung) (unten rechts) in RGB (links) bzw. in panchromatischen Graustufen (rechts) dargestellt. 98
Abbildung 47. Häufigkeitsverteilung der panchromatischen Grauwerte (n = 137) der Unterwuchs-, Boden- bzw. Kronen. 98
Abbildung 48. Ausschnitt des RGB-Bildes (links) und des Ratiobildes R-B (rechts). 100
Abbildung 49. Grauwerthäufigkeit der drei Objekte (n = 137) im Ratiobild R-B..... 100
Abbildung 50. Grauwerthäufigkeit der drei Objekte (n = 137) im Ratiobild R-G. 101
Abbildung 51. Ausschnitt des RGB-Bildes (links) bzw. des Ratiobilds R-G (rechts). Helligkeit und Kontrast der Abbildungen wurden für die Veröffentlichung der Arbeit nachträglich erhöht, so dass die Unterschiede innerhalb des sonst zu dunkeln Ratiobild für den Leser erkennbar werden..... 101
Abbildung 52. Grauwerthäufigkeit der drei Objekte (n = 137) im Ratiobild (R-G)inv. 102
Abbildung 53. Ausschnitt des Ratiobildes R-G (links) bzw. des Ratiobildes (R-G)inv (rechts). Helligkeit und Kontrast der Abbildungen wurden für die Veröffentlichung der Arbeit nachträglich erhöht, so dass die Unterschiede innerhalb der sonst zu dunkeln Ratiobilder für den Leser erkennbar werden. 102
Abbildung 54. Ausschnitt des Ratiobildes (R-G)inv. (links) bzw. des Ratiobildes aus seiner Umkehrung ((R-G) inv.)inv. (rechts). 103
Abbildung 55. Grauwerthäufigkeit der drei Objekte (n = 137) im Ratiobild ((R-G)inv.)inv. 103
Abbildung 56. 90x40 m Ausschnitt des Endratiobildes (Vorlage I / Vorlage II)..... 104
Abbildung 57. Grauwerthäufigkeit der drei Objekte (n = 137) im Endratiobild. 105
Abbildung 58. Ausschnitt des Endratiobildes mit „Rausch-Flecken“. 106
Abbildung 59. Ausschnitt des Endratiobildes vor (links) und nach der Fokal-Filterung. 106
Abbildung 60. Ausschnitt des Endratiobildes nach der Fokal-Filterung (links) bzw. nach der nachfolgenden Anwendung des Faltungs-Filters. 107
Abbildung 61. Grauwerthäufigkeit der drei Bildobjekte (n = 137) im optimierten Ratiobild.. 108
Abbildung 62. Ganzes Bild (480 x 480 m) nach der Schwellwert-Trennung. Die Kronen sind in weiß, Unterwuchs und Boden in schwarz dargestellt. 109
Abbildung 63. Ausschnitt des optimierten Ratiobildes (links) nach der Schwellwert-Trennung (rechts). 109
Abbildung 64. Maskierung der gesamten Punktwolke und Generierung der DSM-Inseln. 111
Abbildung 65. Layer-Ausschnitt (28 x 17 m) mit LM auf dem isolierten Kronen-DSM. 111
Abbildung 66. Radiale Abnahme der Intensität der Reflektion mit der Entfernung zur Baumspitze. 113
Abbildung 67. Theoretische Skizzierung der orthogonalen Projektion des von dem Schwellwert-Schnitt generierten Kronenteils, der die Kronen-Insel auf der binären Orthomaske abbildet..... 114
Abbildung 68. Regressionsanalyse zwischen manuell stereoskopisch gemessenen und geschätzten BSH-Werte beim Erst- bzw. Folgeansatz 117
Abbildung 69. Häufigkeitsverteilung der Soll-ist-Differenzen der BSH. 118
Abbildung 70. Quantile-Quantile-Diagramm der Differenzen zwischen den stereoskopisch gemessenen und den durch die Ansätze bestimmten BSH-Werten der Baumspitzen..... 119
Abbildung 71. Interquantil-Abstände um den Median, mit 68,3 bzw. 95 % der Fehler für den Erst- bzw. Folgeansatz und ihren extremen Werten. 120
Abbildung 72. Überlappungsbereich, Verteilung von Passpunkten (Dreiecke) und abgedeckter Bereich der 2006er Befliegung (dunkleres Viereck) auf dem 1968er Stereopaar 123
Abbildung 73. Typische Textur und Kontrast der Bilder der 1968er-Befliegung. 124

Abbildung 74. Regressionsanalyse zwischen manuell stereoskopisch gemessenen und aus dem DGM abgeleiteten Z-Werten. 124
Abbildung 75. Häufigkeitsverteilung der Soll-Ist-Differenzen der BFH.. 125
Abbildung 76. Interquantil-Abstände um den Median für die Ermittlung der BFH, mit 68,3 bzw. 95 % der Fehler und ihren extremen Werten. 126
Abbildung 77. Skizzierung der unteren und oberen Grenzen des 95 %-Vorhersageintervalls für BFH und BSH 127
Abbildung 78. Punkt-Shapefile mit den einzeln repräsentierten Bäumen, farbkodiert nach ihrer Höhe (oben) und Stammvolumen (unten). DGM und 2 m-Höhenlinien im Hintergrund..... 131

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1. Temperaturwerte des kältesten bzw. wärmsten Monats im Jahr in der Zeitperiode 1988–2018 in der Station La Estanzuela (34° 19' 42" S, 57° 43' 30" O 81 m ü NHN) (*INIA, 2020*)..... 7
Tabelle 2. Typisches Bewirtschaftungsschema der Holzproduktion für Sägewerke in Uruguay (nach *Van Hoff, 2001*). 16
Tabelle 3. Vergleichende Auswahl von Mittel- und Großformatkameras, die aktuell im Einsatz sind (Information aus den entsprechenden Webseiten der Hersteller)..... 27
Tabelle 4. Ergebnisse der Baumermittlungsverfahren bei LA- bzw. SGMA-Punktwolken. 51
Tabelle 5. Ergebnisse der Feststellung der Baumspitzenhöhe bei LA- bzw. SGMA-Punktwolken. 51
Tabelle 6. Mittelwert und Variationsbreite der beobachteten Grauwerte der verschiedenen Landschaftselemente bei der Graustufen-Darstellung (n = 137).. 62
Tabelle 7. Beobachteten R-, G- und B-Reflexionswerte für Kronen, Boden und Unterwuchs bei ihrer RGB-Darstellung (n=137*).* 63
Tabelle 8. Z-Wert der Wasserfläche bei DSM aus Stereokorrelationen mit unterschiedlichen Schwellenwerte, Korrelationskoeffizienten und Z-Wert aus einer Stereomessung. 68
Tabelle 9. Auftritt von definierten Formen und Mosaik-Textur bei den Abbildungen von drei unterschiedlichen Flächenarten auf dem beflogenen Gelände. 69
Tabelle 10. Ermittelte Modal-Grauwerte von Kronen, Boden und Unterwuchs bei der Graustufen-Darstellung des RGB-Bildes der fünf erzeugten Ratiobilder und des durch Filterung optimierten Bildes. 99
Tabelle 11. Ermittelte Modal-Grauwerte der Kronen, des Bodens und des Unterwuchses in den zwei Bildvorlagen und im Endratiobild (Vorlage I/ Vorlage II). 104
Tabelle 12. Vergleich zwischen den beobachteten Grauwerten von Kronen, Boden und Unterwuchs in der ursprünglichen Graustufen-Darstellung des RGB-Bildes und im optimierten Ratiobild..... 107
Tabelle 13. Ergebnisse der Baumermittlungsverfahren des Erst- und des Folgeansatzes..... 112
Tabelle 14. Statistische Auswertung der Genauigkeit bei der Feststellung der Baumspitzenhöhe durch den Erst- bzw. Folgeansatz. 120
Tabelle 15. Statistische Auswertung der Genauigkeit bei der Feststellung der Baumfußhöhe..... 126
Tabelle 16. Auswahl der Schätzwerte der zu untersuchenden Merkmale nach dem Folgeansatz..... 132
Tabelle 17. Stammholzvolumen, Biomasse und Kohlenstoff des gesamten Bestandes. 133

Abkürzungen und Symbole

2D. Zweidimensional

3D. Dreidimensional

α. Vorgegebene Wahrscheinlichkeit bei einer Schätzung

ABA. *Area Based Approach*

ABM. *Area Based Matching*

ALS. *Airborne Laser Scanning*

B. Blau

BFH. Baumfußhöhe

BHD. Brusthöhendurchmesser

BSH. Baumspitzenhöhe

C. Kohlenstoff

CDM. *Clean Development Mechanism*

CER. *Certified Emission Reduction*

Cfa. warm- feuchtgemäßigtes Klima mit heißen Sommern

COP. *Conference of the parties*

DGM . Digitales Geländemodell

DOM. Digitales Oberflächenmodell

DSM. *Digital Surface Model*

ET. *Emissions Trading*

FBM. *Feature Based Matching*

FMC. *Forward Motion Compensation*

FSC. *Forest Stewardship Council*

G. Grün

GIS. Geographische Informationssysteme

GNSS. *Global Navigation Satellite System*

GSD. G*round Sampling Distance*

H. Höhe eines Baums

IDW. *Inverse Distance Weight*

IMU. *Innertial Measurement Unit*

ITD. *Individual Tree Detection*

JI. Joint Implementation

K.K.. Korrelationskoeffizient

LA. Lokal Algorithmus

LE95. 95 %-Konfidenz linealen Fehler

LM. Lokal-Maximum

nFKWe. Nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums

NIR. Nahes Infrarot

NMAD. *Normalized Median Absolut Deviation*

PEFC. *Programme for the Endorsement of Forest Certification Schemes*

pET. Potentielle Evapotranspiration

R. Rot

RGB. Rot, Grün, Blau

RMSE. Root Mean Square Error

SGM. *Servicio geográfico militar*

SGMA. *Semi Global Matching Algorithm*

SW. Schwarzweiß

TIN. *Triangulated Irregular Network*

UAV. *Unmanned Air Vehicle*

V. Volumen

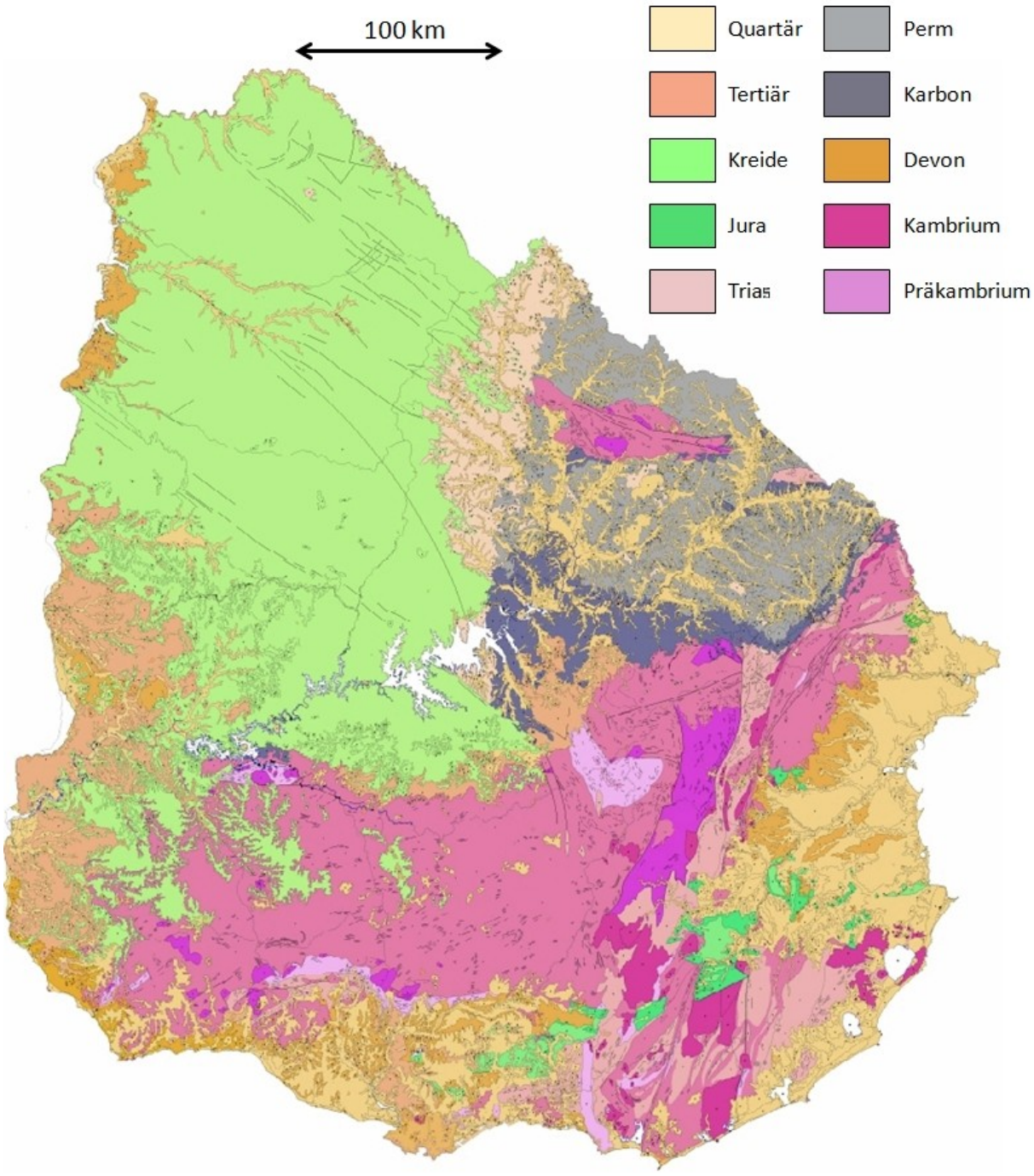
X. Breite

Y. Länge

Z. Höhe

Anhänge

Anhang A. Geologische Karte Uruguays nach den üblichen Klassifizierungsfarben (MIEM, 2021)



Die noch höhere petrographische Variabilität erzeugt eine bemerkenswerte Vielfalt an Bodentypen. Die Wachstumsbedingungen für die Pflanzen können somit auf kürzestem Raum erheblich variieren.

Anhang B. Auswahl an Bäumen mit den nach dem Folgeansatz erfassten Merkmalen.

Baum ID	Länge (m)	Breite (m)	BSH (m)	BFH (m)	H (m)	BHD (cm)	Stamm-vol. (m^3)	Stamm-biomasse (kg)	Oberird. Biomasse (kg)	Ges.ober- + unterird. Biomasse (kg)	Ges. C (kg)
6615	435127,07	6424248,20	124,20	104,53	19,67	15,35	0,15	86,48	96,73	130,58	65,29
75	434970,47	6424699,20	129,82	110,13	19,69	15,36	0,15	86,65	96,90	130,82	65,41
11069	434864,07	6423944,60	119,54	99,80	19,74	15,42	0,15	87,39	97,69	131,88	65,94
9753	435494,87	6424071,80	110,31	90,57	19,74	15,42	0,15	87,47	97,78	132,00	66,00
11284	435326,47	6423918,80	110,66	90,90	19,76	15,43	0,15	87,65	97,97	132,26	66,13
…	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…
829	434837,07	6424594,80	134,46	105,33	29,14	25,90	0,61	314,65	332,56	448,96	224,48
7925	434930,47	6424173,00	134,49	105,35	29,14	25,90	0,61	314,66	332,57	448,97	224,49
12562	435277,87	6423823,20	122,58	93,44	29,14	25,91	0,61	314,72	332,64	449,06	224,53
1723	434414,87	6424519,00	129,85	100,71	29,14	25,91	0,61	314,72	332,64	449,06	224,53
2416	434338,47	6424473,00	131,38	102,24	29,14	25,91	0,61	314,75	332,67	449,10	224,55
…	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…	…
16322	434804,47	6423379,00	136,29	98,12	38,17	38,48	1,72	824,26	839,14	1132,85	566,42
5712	434629,27	6424292,20	134,97	96,52	38,45	38,92	1,77	847,66	862,10	1163,83	581,92
6206	434625,87	6424267,00	136,33	97,33	39,00	39,80	1,87	894,35	907,83	1225,57	612,78
16317	434856,87	6423379,40	132,01	92,96	39,06	39,89	1,88	899,17	912,55	1231,94	615,97
5396	434619,07	6424308,40	135,03	95,93	39,09	39,94	1,89	901,98	915,30	1235,66	617,83

Aus dem Folgeansatz resultierende Excel- bzw. ArcGis-Tabelle mit fünfder kleinsten, mittleren und größten Bäumen aus den 16.376 Exemplaren im Untersuchungsgelände. Jeder Baum wird mit einer Nummer identifiziert und mit UTM Koordinaten im WGS84 verortet. Die geschätzten Werte für Baumspitzenhöhe (BSH), Baumfußhöhe (BFH), Baumhöhe (H), Stammvolumen, Stammbiomasse, oberirdische Biomasse, gesamte ober + unterirdische Biomasse, gesamte C im Baum und die entsprechenden assoziierten Fehler (α = 0,05). Jeder Baum kann „per click“ auf der Tabelle auf dem Gis-Layer (z.B. Abb.75) erkannt werden.

Anhang C. CO_2-Zertifikate aus forstlichen Projekten

1. Das Kyoto-Protokoll und das Emissionshandelssystem

Bei der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung 1992 in Rio de Janeiro wurde die Rahmenkonvention zum Klimawandel (UNFCCC) verabschiedet. Ziel der Konvention ist es „Die Treibhausgaskonzentration auf einem Niveau zu stabilisieren, auf welchem ein gefährlicher Klimawandel verhindert wird. Dieses Niveau wird dadurch beschrieben, dass Ökosysteme in der Lage sein sollen, sich auf natürlichem Wege an den Klimawandel anzupassen, die Nahrungsmittelproduktion nicht gefährdet wird und die wirtschaftliche Entwicklung auf nachhaltige Weise fortgeführt werden kann“ (*UNFCCC, 2021a*). In diesem Rahmen wurde 1997 das Kyoto-Protokoll verabschiedet. Dabei verpflichten sich etliche Industrie- und Transformationsstaaten den Ausstoß von CO_2, CH_4, N_2O und noch drei anderen Treibhausgasen zu verringern (*UNFCCC, 2021b*). Ein auf das Erwärmungspotential des CO_2-bezogenes Äquivalenzsystem erlaubt die Quantifizierung der anderen fünf Treibhausgase (THG) als CO_2-Äquivalent-Einheiten. Durch die sukzessiven jährlichen Klimakonferenzen (*Conference of the Parties* oder COP) wurden die Klimaschutzziele der Länder geändert.

Die Beschränkung der THG-Emissionen verursacht allerdings in der Regel eventuelle wirtschaftliche Hindernisse. Aus diesem Grund wurden die so genannten flexiblen Mechanismen geschaffen, die die Kosten der Emissionsverminderung verringern sollen. Die Möglichkeit diese Marktinstrumente anzuwenden beruht auf zwei Tatsachen. Erstens, der Ort in der Welt oder Branche wo die THG ausgestoßen werden, spielt beim globalen Treibhausgaseffekt keine bedeutende Rolle. Zweitens, Emissionsverringerungen können eventuell in einem Land oder bei einer Branche kostengünstiger als in einem anderen Land oder bei anderer Branche gelingen. Die flexiblen Mechanismen ermöglichen somit Emissionsminderungsziele möglichst kosteneffizient zu erreichen, indem die Ausstoßverringerung in dem Ort oder in der Branche gelingt, wo die Kosten dafür am niedrigsten sind. Drei Mechanismen sind zu diesem Zweck vorgesehen (*UNFCCC, 2021c*):

Emissionshandel (*Emissions Trading*, ET). Ausstoßmengen die unter dem Wert des zugeteilten Kontingents liegen, generieren Emissionsberechtigungen. Im Rahmen des ET können Emissionsberec htigungen unter den Staaten gehandelt werden. Ein Land kann auf diese Weise Emissionsrechte einem anderen Land gegen Entgelt übertragen.

Gemeinsame Umsetzung (*Joint Implementation*, JI). Durch die JI-Mechanismen führen ein oder mehrere Länder Emissionsminderungsprojekte in einem Gastgeberland durch, wo die Kosten dafür niedriger sind. Der Prozess, vom Entwurf des Projekts bis zum Bescheinigen der Emissionszertifikate, wird von dem JI- Aufsichtsrat der UNFCCC und, in bestimmten Phasen, von einem unabhängigen akkreditierten Zertifizierungsunternehmen kontrolliert, das ebenfalls vom JI-Aufsichtsrat kontrolliert wird.

Umweltverträgliche Entwicklung (*Clean Development Mechanism*, CDM). CDMs funktionieren nach dem gleichen Prinzip wie JIs. Allerdings, bei CDMs muss der Gastgeber ein Entwicklungsland sein. Emissionsberechtigungen aus CDMs tragen die Benennung CER (*Certified Emission Reduction*). Wie im Falle der JI wird der Prozess ebenfalls von einem Aufsichtsrat (*CDM Excecutive Board*) kontrolliert.

2. Forstliche CDM-Projekte

Die Betriebsbereiche, in denen Emissionsberechtigungen im Rahmen eines CDM erzeugt werden können, umfassen Industrie, Energieerzeugung, Bauindustrie, Transport, Bergbau, Deponie und die Einbindung atmosphärischer CO_2 durch biologische Senken (*UNFCCC, 2021d)*. Das zentrale Konzept der biologischen Senken in diesem Kontext ist die Ausnutzung der C-Speicherkapazität eines photosynthetisch aktiven Systems um C zu akkumulieren. Im Falle dieser Art von Projekten wird der C-Gehalt abgeschätzt, den das System bei seinem normalen **Zustand ohne Durchführung des Projekts** (*Business as usual*) hätte und somit eine **Anfangsbasis bzw. ein Referenzfall** (*Baseline*) festgestellt. Die Abschätzungen der C-Akkumulation zu einem bestimmten Zeitpunkt beziehen sich dann auf den Unterschied zwischen dem zu diesem Zeitpunkt gemessenen C-Gehalt und dem Wert der Anfangsbasis (*UNFCCC, 2021d*).
Unter den wichtigsten zu erfüllenden Voraussetzungen für die Genehmigung eines CDM-Projekts befinden sich zwei Aspekte, deren Erfüllung besonders schwierig werden kann: Die **Durchsickerung** (*Leakage*) und die **Zusätzlichkeit** (*Additionality*) (*UNFCCC, 2021d*). Das Zusätzlichkeitsprinzip stellt fest, dass die C-Einbindung eines Senkprojekts mehr Kohlenstoff speichern soll, als beim normalem wirtschaftlichen Verlauf des Betriebes gespeichert wäre. Wenn ein Projekt ohne die Erzeugung von Emissionszertifikaten sowieso durchgeführt würde, kann das Prinzip der Zusätzlichkeit nicht erfüllt werden. Bei der Durchsickerung handelt es sich um nicht vorgesehene THG-Emissionen, die obwohl sie außerhalb der Projektgrenzen stattfinden, eine indirekte Konsequenz des Projekts sind.

Vier verschiedene Senkensysteme kommen hier in Frage: *Aufforstung, vermiedene Entwaldung, optimierte Forstbewirtschaftung* und *pflugloser Ackerbau*. Diese C-Reservoirs besitzen allerdings zwei wichtige Eigenschaften die zu einer Infragestellung dieser Mechanismen als effektives Instrument zur Kontrolle der atmosphärischen THG-Konzentration führen würden: Die **Schwierigkeiten bei der Abschätzung und der Überwachung** *(Monitoring)* **der akkumulierten Menge an C** und die **Verweildauer der Senke als C-Reservoir** (*UNFCCC, 2021d*). Im Gegensatz zu anderen Arten von CDM-Projekten, wo die Bestimmung der vermiedenen Emissionen durch die Quantifizierung relativ einfach und direkt messbarer Elemente des Systems erfolgt, zeigen die biologischen Senken aufgrund ihrer Dynamik, Komplexität und Situationsvielfalt, erhebliche Schwierigkeiten bei der Feststellung ihrer endgültigen C-Bilanz im Vergleich zu den anderen Arten von CDM. Entsprechend komplex sind die Probleme, die bei der Überwachung des Projekts zu finden sind. Diese Probleme verschärfen sich in der Regel in unterentwickelten Ländern, gerade wo die CDM-Projekte durchgeführt werden. Auch wenn die Menge an gespeicherten C präzis genug abgeschätzt werden könnte, bleibt seine Permanenz im System ein potenzielles Problem, da der biologische Akkumulationsprozess des C rückgängig gemacht werden könnte. Klassische Beispiele davon wären der Brand eines Waldes oder das Pflügen eines pfluglosen Ackerbausystems. In Bezug auf dieses Problem der Senken wurde vorgeschrieben, dass zertifiziertes akkumuliertes C das wieder in die Atmosphäre ausgestoßen wird (z.B. durch Waldbrand oder Ernte), die vom Wald erzeugten CERs nicht länger deckt. Die Gutschriften müssen dann durch neue ersetzt werden (*UNFCCC, 2021d*).
Aufforstungsprojekte zeigen in dieser Hinsicht den Vorteil, dass die Menge an akkumuliertem C pro Flächeneinheit relativ hoch im Vergleich zu den anderen Arten biologischer Senken ist. Die Überwachung und Kontrolle über das Projekt ist daher sicherer.

Bis zu November 2021 sind weltweit 66 CDM-Forstprojekte beim CDM-Aufsichtsrat registriert (*UNFCCC. 2021e*). Nach den entsprechenden Schätzungen sollen sie insgesamt 2.176.830 t CO_2 im Jahr fixieren. Sie umfassen eine Fläche von etwa 170.000 ha. Im Falle Uruguays ist ein einziges Projekt dieser Art registriert, dass 820 ha aufgeforsteten *Eucalyptus*-Wald umfasst. Innerhalb der vom CDM-Aufsichtsrat genehmigten 30 jährigen Zeitperiode (2009 bis 2039) sollen dadurch 658.714 t CO_2 gespeichert werden (*UNFCCC. 2021f*).

Die Berechnung der C-Bilanz eines Waldes benötigt die Schätzung seines C-Gehalts. Nach Vorschriften des UNFCCC müssen diese Abschätzungen so konservativ gegenüber Ungewissheiten sein, dass eine Überschätzung der Quantität des akkumulierten C unmöglich wird *(UNFCCC, 2021d)*. Die im Wald akkumulierte C-Menge muss mit einem statistischen Sicherheitsniveau von 95 % abgeschätzt werden. Dabei wird ein Konfidenzintervall erzeugt, zwischen dessen unterer und oberer Grenze die wahre Menge an gespeicherten C sich befindet. Der niedrigste Wert des Intervalls entspricht der maximalen Quantität an C, die zertifiziert werden kann. Der Anteil des im Projekt gespeicherten C, der tatsächlich CERs erzeugen kann, hängt somit von der Präzision des angewandten Bestimmungsverfahrens ab.

Die Kosten der C-Bestimmung hängen u.a. von den landschaftsökologischen Eigenschaften des Systems, insbesondere von seiner Variabilität, Oberflächenausmaß und angestrebten Präzisionsniveau ab. Höhere Präzisionsniveaus fordern höhere Kosten. Das optimale Präzision/Kosten-Verhältnis ist im Prinzip eine Funktion des Preises des CERs und der Kosten der Bestimmung des akkumulierten C. Eine höhere Notierung des CERs würde den Kompromiss zu Gunsten der Präzision treiben. Eine Senkung der Bestimmungskosten ist für die nächsten Jahre zu erwarten. Auf der einen Seite akkumuliert sich Erfahrung bei den traditionellen Inventartechniken und generiert und verbessert sich nötige Information wie z.B. C-Gehalt- oder Biomasse-Funktionen für einzelne Bäume. Auf der anderen Seite entwickeln sich die Erkundungsmethoden sehr schnell. Besonders im Bereich der Fernerkundung übertrifft das Potential mancher Instrumente und der erzeugten Information ihre aktuelle Ausnutzung. C-Bestimmungskosten sind ein entscheidender Faktor bei der Konkurrenz zwischen C-Einbindungsprojekten und anderen Landnutzungsmöglichkeiten als Investitionsoptionen. Niedrigere C-Bestimmungskosten würden eine Zunahme des Zertifikatsangebots und eine Senkung des Emissionsberechtigungspreises verursachen. Preiswertere Möglichkeiten die Emissionsbilanzen zu verbessern, erhöhen die Wahrscheinlichkeit ehrgeizige Emissionsziele bei zukünftigen internationalen Verhandlungen durchzusetzen. Sie bilden auch ein mächtiges Druckinstrument gegenüber Ländern die, wirtschaftliche Gründe argumentierend, bisher keinen Anteil an Vereinbarungen über Emissionsbegrenzungen genommen haben.

Literaturverzeichnis

Albertz, J. 2013. Einführung in die Fernerkundung. WBG Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.Alder, D. 1980.

Alder, D. 1980. Forest Volume estimations and Yield Prediction. FAO, Forestry Handbuch. 194 S.

Ali-Sisto, D. und P. Packalen. 2017. Forest Change Detection by Using Point Clouds From Dense Image Matching Together With a LiDAR-Derived Terrain Model. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing 261:1-10.

Almeida, A.C., J.V. Soares, J.J. Landsberg und G.D. Rezende. 2007. Growth and water balance of *Eucalyptus grandis* hybrid plantations in Brazil during a rotation for pulp production. Forest Ecology and Management 251:10-21.

Antilla, M.P., I.S. Korpela und J. Pitkänen. 2005. The performance of a local maxima method in detecting individual trees in aerial photographs. *In*: Remote Sensing and Geographical Information Systems for Environmental Studies. Kleinn, C. J.Nieschulze und B. Sloboda (Hrsg.). J.D. Sauerländers Verlag, Frankfurt am Main.

Asner, G.P., J.A. Hicke. und D.B.Lovell. 2003.Per-pixel analysis of forest structure. *In*: Remote Sensing of Forest Environments. Wulder, M.A. und S.E. Franklin (Hrsg.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

ASPRS, 2013. ASPRS Accuracy Standards for Digital Geospatial Data. 2013. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 1073-1085.

Avery, T.E. und H. Burkhart. 2002. Forest Measurements. McGarw Hill, New York. 456 S.

Ayrey, E., D.J. Hayes; S. Fraver, J.A. Kershaw Jr. und A.R. Weiskittel. 2019. Ecologically-Based Metrics for Assessing Structure in Developing Area-Based, Enhanced Forest Inventories from LiDAR, Canadian Journal of Remote Sensing, 45: 88-112.

Baltsavias, E., M. Pateraki und L. Zhang. 2001. Radiometric and Geometric Evaluation of IKONOS Geo Images and Their Use for 3D Building Modeling. In: *Proceedings of the ISPRS Workshop "High Resolution Mapping from Space"*, Hannover, Deutschland.

Baltsavias, E., A. Gruen, M. Küchler, P.Thee, L.T. Waser und L. Zhang. 2006. Tree height measurements and tree growth estimation in a mire environment using digital surface models. Workshop „3D Remote Sensing in Forestry. Vienna.

Baltsavias, E., A. Gruen, H. Eisenbeiss, L. Zhang und L. T. Waser. 2008. High-quality image matching and automated generation of 3D tree models. International Journal of Remote Sensing 29:1243-1259.

Barnes, B.V., D.R. Zak, S.R. Denton, S.H. Spurr. 1998. Forest Ecology. John Willey & Sons, Inc. New York. 796 S.

Bell, D.T. und J.L. Williams. 1997. Eucalypt ecophysiology. *In*: Williams, J.L. und J.C.Z. Woinarski (Hrsg.). Eucalypt ecology, individuals to ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge. S 430.

Balenović, I., A. Seletković, R. Pernar und A. Jazbec. 2015. Estimation of the mean tree height of forest stands by photogrammetric measurement using digital aerial images of high spatial resolution. Ann. For. Res. 58:125-143.

Bigdeli, B., H.A.Amirkolaee und P. Pahlavani. 2018. DTM extraction under forest canopy using LiDAR data and a modified invasive weed optimization algorithm Remote Sensing of Environment 216:289-300.

Binkley, D. und S.C. Resh. 1999. Rapid Changes in Soils Following Eucalyptus Afforestation in Hawaii. Soil Science Society of America Journal 63:222-225.

Bohling, J., J. Wallermanund Fransson J.E.S. 2012.Forest variable estimation using photogrammetric matching of digital aerial images in combination with a high-resolution DEM. Scandinavian Journal of Forest Research 27:692-699.

Bossi, J. und R. Navarro. 1988. Geología del Uruguay. Universidad de la República Oriental del Uruguay, Montevideo. 398 S.

Brazeiro, A., A. Cravino, P. Fernández und F. Haretche. 2018. Forestación en pastizales de Uruguay: Efectos sobrela diversidad de aves y mamíferos a escala de rodal y del paisaje. Ecosistemas 27:48-59.

Brede, B., K. Calders, A. Lau, P. Raumonen, H.M. Bartholomeus, M. Herold und L. Kooistra. 2019. Non-destructive tree volume estimation through quantitative structure modelling: Comparing UAV laser scanning with terrestrial LIDAR. Remote Sensing of Environment 233: 111355.

Breidenbach, J., E. Næsset., V. Lien., Gobakken und S. Solberg. 2010. Prediction of species specific forest inventory attributes using a nonparametric semi-individual tree crown approach based on fused airborne laser scanning and multispectral data**.** Remote Sensing of Environment 114: 911-924.

Breidenbach, J., R. Astrup. 2014. The Semi-individual Tree Crown Approach. In*:* Maltamo, M., E. Næsset und J. Vauhkonen (Hrsg.). Forestry Applications of Airborne Laser Scanning. Springer Dordrecht, Heidelberg.

Brown, S., I.R. Swingland, R. Hanbury-Tenison, G.T. Prance und N. Myers. 2002. Changes in the Use and Management of Forests for Abating Carbon Emissions: Issues and Challenges under the Kyoto Protocol. Philosophical Transactions: Mathematical, Physical and Engineering Sciences, Vol. 360, No. 1797. London.

Brown, S. 2002a. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. Environmental Pollution 116:363-372.

Brown, S. 2002b. Measuring, monitoring, and verification of carbon benefits for forest-based projects. Philosophical Transactions. Royal Society of London. A. 360:1669-1683. London.

Burschel, P. und J. Huss. 1997.Grundriß des Waldbaus. Blackwell Wissenschaft-Verlag. Berlin, Wien. 485 S.

Burkhart, H.E. und M. Tome. 2012. Modeling Forest Trees and Stands. Springer Akademischer Verlag, Heidelbeg.

Cabrera, A und A. Willink. 1973. Biogeografía de América Latina. Organización de Estados Americanos (OEA). Washington, DC..

Cabrera Gallo, M. und A. Cal Alvarez. 2007. Cambios en propiedades físicas y químicas de suelos de la Unidad Rivera al pasar de uso pastoril a forestal con *Eucalyptus grandis* Hill (ex Maiden) y Pinus taeda L. Tesis de grado. Facultad de Agronomía, Montevideo.

Cannel, M.G.R. 1999. Environmental impacts of forest monoculture: water use, acidification, wildlife conservation, and carbon storage. New Forest 17:239-262.

Cao, C., X. Ni, X. Wang, S. Lu, Y. Zhang, Y. Dang und R. P. Singh. 2016a. Allometric scaling theory-based maximum forest tree height and biomass estimation in the Three Gorges reservoir region using multi-source remote-sensing data. International Journal of Remote Sensing 37:1210-1222.

Cao, L., N.C. Coops, J.L. Innes, S.R.J. Sheppard, L. Fuc, H. Ruan und G. She. 2016b. Estimation of forest biomass dynamics in subtropical forests using multi-temporal airborne LiDAR data Remote Sensing of Environment 178:158-171.

CAo, L.C, H. Liu; X. Fu, Z. Zhang; X. Shen und H. Ruan. 2019. Comparison of UAV LiDAR and Digital Aeriel Photogrammetry Point Clouds for Estimating Forest Structural Attributes in Subtropical Planted Forests. Forests. 10:145.

Carrasco-Letelier, L., G. Eguren, C. Castineira, O. Parra und D. Panario. 2004. Preliminary study of prairies forested with *Eucalyptus* sp. at the northwestern Uruguayan soils. Environmental pollution 127:49-55.

Céspedes-Payret, C. 2007. Dinámica de la materia orgánica en relación con algunos parámetros fisicoquímicos en la conversión de pradera a cultivo forestal un Mollisol en la zona de Piedras Coloradas-Algorta, Uruguay. Doktorarbeit, Ecole Supérieure d´Agronomie de Toulouse, Institut National Polytechnique, Francia.

Chen, Q. 2014a. LiDAR Remote Sensing of Vegetation Biomass. In: Wang, G. und Weng, Q. (Hrsg.) Remote Sensing of Natural Resources. CRC Press. Taylor and Francis Group. London.

Chen, J.M. 2014b. Remote Sensing of Leaf Area Index and Vegetation Covers. In: Wang, G. und Weng, Q. (Hrsg.) Remote Sensing of Natural Resources. CRC Press. Taylor and Francis Group. London.

Chen, J., I. Dowmanb, S. Li,Z. Li, M. Madden, J. Mills, N. Paparoditis, F. Rottensteiner, M. Sester, C. Toth, J. Trinder und C. Heipke. 2016. Information from imagery: ISPRS scientific vision and research agenda. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 115: 3–21.

Chlus, A., E.L. Kruger und P.A. Townsend. 2020. Mapping three-dimensional variation in leaf mass per area with imaging spectroscopy and lidar in a temperate broadleaf forest. Remote Sensing of the Environment 250:1120-1143.

Chuvieco, E. 2020. Fundamentals of Satellite Remote Sensing. An Environmental Approach. CRC Press. Taylor and Francis, London. 416 S.

Coomes, D.A., M. Dalponte, T. Jucker, G.P. Asner, L.F. Banin, D.F.R.P. Burslem, S.L. Lewis, R. Nilus, O.L. Phillips, M-H. Phua und L. Qie. 2017. Area-based vs tree-centric approaches to mapping forest carbon

in Southeast Asian forests from airborne laser scanning data. Remote Sensing of Environment 194:77–88.

Coops, N.C., C. Stone; D.S. Culvenor und L. Chisholm. 2004. Assessment of Crown Condition in Eucalypt Vegetation by Remote Sensed Optical Indices. Journal of Environmental Quality 33:956-964.

Cornish, P.M. und R.A. Vertessy. 2001. Forest age-induced changes in evaportanspiration and water yield in a eucalypt forest. Journal of Hydrology 242:43-64.

Côté, J-F, R.A. Fournier, J.E. Luther und O.R. van Lier. 2018. Fine-scale three-dimensional modeling of boreal forest plots to improve forest characterization with remote sensing. 2018. Remote Sensing of Environment 219:99-114.

Crecente-Campo, F., M. Tomé, P. Soares und U. Diéguez-Aranda. 2010. A generalized nonlinear mixed-effects height–diameter model for Eucalyptus globulus L. in northwestern Spain. Forest Ecology and Management 259:943-952.

Crowder, S., D. Collin, E. Forrest und N. Martin. 2020. Introduction to Statistics in Metrology. Springer Nature Switzerland AG. Schweitz. 357 S.

Culvenor, D.S. 2002. TIDA: an algorithm for the delineation of tree crowns in high spatial resolution remotely sensed imagery. Computers & Geosciences 28:33-44.

Culvenor, D.S. 2003. Extracting Individual tree Information. In*:* Remote Sensing of Forest Environments. Concepts and Case Studies. Wulder, M.A. und S.E. Franklin (Hrsg.). Kluwer Academich Publishers, Dordrecht.

Curtis, R.O. 1967. Height-diameter and height-diameter-age equations for second-growth Douglas-fir. Forest Science, 13:365-375.

da Silva, G.F., AC. Xavier, F.L. Rodrigues, L.A. Peternelli. 2007. Evaluation of the influence of varying sample sizes and composition on the precision of a hypsometric relation for *Eucalyptus grandis.* Árvore 31-4.

Dai, W., B. Yang, Dong, Z. und A. Shaker. 2018. A new method for 3D individual trwee extraction using multispectral airborne LiDAR point clouds. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 144: 400–411.

Dai, W., B. Yanga, X. Liang, Z. Donga, R. Huangc, Y. Wang und W. Lid. 2019. Automated fusion of forest airborne and terrestrial point clouds through canopy density analysis. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 156:94-107.

Dalponte, M., L. Frizzera und D. Gianelle. 2019. Individual tree crown delineation and tree species classification with hyperspectral and LiDAR data. PeerJ 6:e6227.

Dash, J.P., M. Watt, S. Bhandari und P. Watt. 2015. Characterising forest structure using combinations of airborne laser scanning, RapidEye satellite imagery and environmental variables. Forestry 89:159-169.

Datt, B. 1999. Visible/near infrared reflectance and chlorophyll content in Eucalyptus leaves. International Journal of Remote Sensing. 14:2741-2759.

Debella-Gilo, M. 2016. Bare-earth extraction and DTM generation fromphotogrammetric point clouds including the use ofan existing lower-resolution DTM. International Journal of RemoteSensing 37:3105-3124.

Delgado, S., F. Alliaume, F. García Préchac und J. Hernández. 2006. Efecto de las plantaciones de *Eucalyptus sp*. sobre el recurso suelo en Uruguay. Agrociencia 10:95-107.

Deng, S., M. Katoh, X. Yu, J. Hyyppä und T. Gao. 2016. Interpretation of Forest Resources at the Individual Tree Level in Japanese Conifer Plantations Using Airborne LiDAR Data. Remote Sensing 8:1-22.

Dirección de Estadísticas Agropecuarias. 2003. La actividad forestal a través del censo general agropecuario. Ministerio de ganadería agricultura y pesca, Montevideo. Verfügbar unter: http://www.mgap.gub.uy/diea/Rubros/Forestacion/Forestaci%C3%B3n_junio2003.pdf

Dong, P. und Q. Chen. 2018. LiDAR Remote Sensing and Applications. Taylor and Francis Series in Remote Sensing Applications, Q. Weng (Hrsg.). CRC Press, Talyor & Francis Group. London.

Dralle, K. Und M. Rudemo. 1996. Stem number estimation by kernel smoothing of aerial photos. Canadian Journal of Forest Research 26:1228-1236.

Dralle, K. Und M. Rudemo. 1997. Automatic estimation of individual tree position from aerial photos. Canadian Journal of Forest Research 27:1728-1736.

Dreake, J.B., Clark, D.B., Knox, R.G., Blair, J.B., Hofton, M.A., Chzdon, R.L., Weishempel, J.F. und Prinve, S. 2002. Estimation of tropical forest structural characteristics using large-footprint lidar. Remote Sensing of Environment 79:305-309.

Duncanson, L. I., B. D. Cook, G.C. Hurrt und R. O. Dubayah. 2014. An efficient, multi-layered crown delineation algorithm for mapping Individual tree structure across multiple ecosystems. Remote Sensing of Environment 154:378–386.

Durán, A. 1984. Los suelos del Uruguay. Editorial Agropecuaria Hemisferio Sur S.R.L., Montevideo. 399 S.

Duvenhorst, J. 1995. Photogrammetry in Forestry – Tool for Effective Inventory and Planning. *In*: Photogrammetric Week ´95. Fitsch, D und D. Hobbie (Hrsg.). Wichmann Verlag, Heidelberg.

Dye, P. und D. Versfeld. 2007. Managing the hydrological impacts of South African plantations forests: An overview. Forest Ecology and Management 251: 121-128.

Echeverría, R. D. 2001. Recursos forestales y cambio en el uso de la tierra en Uruguay. *In:* Proyecto información y análisis para el manejo forestal sostenible: integrando esfuerzos nacionales en 13 paises tropicales de América Latina. FAO - Unión Europea, Santiago de Chile.

Eckert, S.. 2012. Improved forest biomass and carbon estimations using texture measures from WorldView-2 satellite data. Remote sensing 4:810-829.

Eisenbeiss, H., E. Baltsavias, M. Pateraki und L. Zhang. 2004. Potential of IKONOS and QuickBird Imagery for Accurate 3D Point Positioning, Orthoimage and DSM Generation. In: Proceedings of 20th ISPRS Congress, Istanbul, Turkey, 12-23 July 2004; In International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences 35:B3.

Eitel, J.U.H. , B. Höfle, L.A. Vierling, A. Abellán, G.P. Asner, J.S. Deems, C.L. Glennie, P.C. Joerg, A.L. LeWinter, T.S.Magney, G. Mandlburger, D.C. Morton, J. Müller und K.T. Vierling. 2016. Beyond 3-D: The new spectrum of lidar applications for earth andecological sciences. Remote Sensing of Environment 186:372–392.

Elsami, M. und M. Saadatseresht. 2019. A New Tie Plane-Based Method for Fine Registration of Imagery and Point Cloud Dataset. Canadian Journal of Remote Sensing 46:295-312.

ERDAS. 2009a. Automatic Terrain Extraction. User's Guide. ERDAS, Norcross, USA.

Erikson, M und K. Olofsson. 2005. Comparison of tree individual tree detection methods. Machine Vision and Applications 16:258-265.

Evans, I.S., J. Miki, J. Ho und D.T. Robinson. 2016. Benchmarking stereo-derived DSMs to lidar by land cover and slope for resource development in northern Ontario, Canada. International Journal of Remote Sensing 37:1411-1430.

Eysn, L., M. Hollaus, K. Schadauer und N. Pfeifer. 2012. Forest delineation based on airborne lidar data. Remote Sensing 4:762–783.

Falkowsky, M. J., A. M. S. Smith, A. T. Hudak, P. E. Gessler, L. A. Vierling und N. L. Crookston. 2006. Automated estimation of Individual conifer tree height and crown diameter via two-dimensional spatial wavelet analysis of lidar data. Canadian Journal of Remote Sensing 32:153-161.

Fassnacht, F.E., D. Mangold, J. Schäfer, M. Immitzer, T. Kattenborn, B. Koch und H. Latifi. 2017. Estimating stand density, biomass and tree species from very high resolution stereo-imagery – towards an all-in-one sensor for forestry applications? Forestry 90:613-631.

Fernández, C., J. A. Vega, J. M. Gras und T. Fonturbel. 2006. Changes in water yield after a sequence of perturbations and forest management practices in an *Eucalyptus globulus Labill* watershed in Northern Spain. Forest Ecology and Management 234 (2006) 275-281.

Ferraz, A., S. Saatchi, C. Mallet und V. Meyer. 2016. Lidar detection of individual tree size in tropical forests. Remote Sensing of Environment 183:318-333.

Ferraz-Filho, A.C., B. Mola-Yudego, A. Ribeiro, J.R. Soares Scolforo, R. Araújo Loos und H. Ferraço Scolforo. 2018. Height-diameter models for *Eucalyptus* sp. plantations in Brazil. CERNE 249-17.

Ferreira Gomes, M., P. Maillard und H. Dengc. 2018. Individual tree crown detection in sub-meter satellite imagery using Marked Point Processes and a geometrical-optical model. Remote Sensing of Environment 211:184-195.

Filippelli, S.K, M.A. Lefsky, und M.E. Rocca. 2019. Comparison and integration of lidar and photogrammetric point clouds for mapping pre-fire forest structure. Remote Sensing of the Environment 224:154-166.

Fischer, A., J. Armston, N. Goodwind und P. Scartha. 2020. Modelling canopy gap probability, foliage projective cover and crown projective cover from airborne lidar metrics in Australian forests and woodlands. Remote Sensing of Environment 237:111520.

Fisher, P.F. und N.J. Tate. 2006. Causes and Consequences of error in digital elevation models. Progress in Physical Geography 30:467-489.

Florence, R.G. 2007. Ecology and Silviculture of Eucalypt Forests. CSIRO Publishing. Collingwood, Australien. 659 S.

Förstner, W. und B.P. Wrobel. 2016. Photogrammetric Computer Vision. Statistics, Geometry, Orientation and Reconstruction. Springer International Publishing, Switzerland.

Franklin, S.E. 2001. Remote Sensing for Sustainable Forest Management. Lewis Publishers, Boca Raton. 336 S.

Frey, W. und R. Lösch. 1998. Lehrbuch der Geobotanik. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 448 S.

Frey, W und R. Lösch. 2010. Geobotanik Pflanze und Vegetation in Raum und Zeit. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. 600 S.

Fuchs, H-J. 2003. Methodische Ansätze zur Erfassung von Waldbeständen mittels digitaler Luftbildauswertung. Dissertation. Universität Göttingen, Göttingen.

García-Préchac, F., M. Pérez Bidegain, S. Christie und P. Santini. 2001. Efecto de la intensidad de laboreo para la plantación de *Eucalyptus dunnii* sobre la acumulacion de biomasa aérea, el crecimiento radicular y algunas propiedades físicas y químicas del suelo. Agrociencia 5:1-9. Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Montevideo.

Geary .F. 2001. Afforestation in Uruguay: Study of a Changing Landscape. Journal of Forestry 99:35-39.

Gehrke, S., M. Downey, R. Uebbing, J. Welter und W. La Rocque. 2012. A Multi-Sensor Approach To Semi-Global Matching. International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Vol. XXXIX-B3. XXII ISPRS Congress, 25 August – 01 September 2012, Melbourne, Australia.

Giannetti, F., G. Chirici, T. Gobakken, E. Næsset, D. Travaglini und S. Puliti. 2018. A new approach with DTM-independent metrics for forest growing stock prediction using UAV photogrammetric data. Remote Sensing of Environment 213:195-205.

Ginzler, C. und M.L. Hobi. 2015. Countrywide Stereo-Image Matching for Updating Digital Surface Models in the Framework of the Swiss National Forest Inentory. Remote Sensing 7:4343-4370.

Gobakken, T., O.M. Bollandsas und E. Næsset. 2015. Comparing biophysical forest characteristics estimated from photogrammetric matching of aerial images and airborne laser scanning data. Scandinavian Journal of Forest Research 30:73-86.

Gomorki, M., M. Jafari, S. Sadeghian und Z. Azizi. 2017. Application of Intelligent Interpolation Methods for DTM Generation of Forest Areas Based on LiDAR Data. PFG Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation 85:227-241.

Goncalves, G.R., und L.G. Pereira. 2012. A Thorough Accuracy Estimation of DTM Produced From Airborne Full-Waveform Laser Scanning Data of unmanaged Eucalypt Plantations: IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 50:3256-3266.

Gong, P., G.S. Biging und R. Standford. 2000. Use of Digital Surface Model for Hardwood Rangeland Monitoring. Journal of Rangeland Management 53:622-626.

Gong, P., Y. Sheng und G.S.Biging. 2002a. 3D Model-Based Tree Measurement from High Resolution Aerial Imagery. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 68:1203-1212.

Gong, P., X. Mei und G.S. Biging. 2002b. Improvement of an Oak Canopy Model Extracted from Digital photogrammetry. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 68:919-924.

González, R.E. und R.C. Woods. 2002. Digital Image Processing. Prentice Hall, New Jersey. 793 S.

Goodbody, T.R.H., N.C. Coops und J.C. White. 2019. Digital Aerial Photogrammetry for Updating Area-Based Forest Inventories: A Review of Opportunities, Challenges, and Future Directions. Current Forestry Reports 5:55-75.

Görgens, E.B, P. Packalen, A.G. Peres da Silva, C.A. Alvares, O.C. Campoe, J.L.Stape und L.C. Estraviz Rodriguez. 2015. Stand volume models based on stable metrics as from multiple ALS acquisitions in *Eucalyptus* plantations. Annals of Forest Science72:489-498.

Gougeon, F.A. 1995. A crown-following approach to the automatic delineation of Individual tree crowns in high spatial resolution aerial images. Canadian Journal of Remote Sensing 21:274-284.

Gougeon, F.A. und D.G. Leckie. 2006. The Individual Tree Crown Approach Applied to Ikonos Images of a Coniferous Plantation Area. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 72: 1287-1297.

Gregoire, T.G., E. Næsset, R.E. McRoberts, G. Ståhl, H-E. Andersene,T. Gobakken, L.Ene, R. Nelson. 2016. Statistical rigor in LiDAR-assisted estimation of aboveground forest biomass. Remote Sensing of Environment 173:98-108.

Grün, A. 2012. Development and Status of Image Matching in Photogrammetry. The Photogrammetric Record 27:36-56.

Haala, N. 2009. Comeback of Digital Image Matching. In:Dieter Fritsch (Hrsg.) PFG Photogrammetric Week '09. Wichmann Verlag, Heidelberg.

Haala, N., H. Hastedt, K. Wolf, C. Ressl und S. Baltrusch. 2010. Digital Photogrammetric Camera Evaluation – Generation of Digital Elevation Models. PFG Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation 2:99-115.

Haala, N., 2013. The Landscape of dense image matching algorithms. In: Fritsch, D. und Fritsch, D. (Hrsg.). Photogrammetrich Week, Stuttgart 13:271-284.

Hagner, O. und K. Olofsson. 2005. A high resolution geometric-optical forest model for development of single tree detection algorithms. *In*: Remote Sensing and Geographical Information Systems for Environmental Studies. Kleinn, C. J.Nieschulze und B. Sloboda (Hrsg.). J.D. Sauerländers Verlag, Frankfurt am Main.

Hall, R.J. 2003. The roles of aerial photographs in forestry remote sensing image analysis. *In*: Remote Sensing of Forest Environments. Wulder, M.A. und S.E. Franklin (Hrsg.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Hamraza, H., N.B. Jacobsa, M.A. Contrerasb und C.H. Clark. 2019. Deep learning for conifer/deciduous classification of airborne LiDAR 3D point clouds representing individual trees. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 158:219–230.

Hanson, B. und S. Orloff. 2007. Monitoring Soil Moisture for Irrigation Water Management. ANR Publications, California.

Hargraeves, G. H. und G.P. Gary. 1998. Irrigation Fundamentals. Water Resources Publications. Highlands Ranch, Colorado.

Hansen, E.H, T. Gobakken und E. Næsset. 2015. Effects of Pulse Density on Digital Terrain Models and Canopy Metrics Using Airborne Laser Scanning in a Tropical Rainforest. Remote Sensing7:8453-8468.

Hauglin, M. und E. Næsset. 2016. Detection and Segmentation of Small Trees in the Forest-Tundra Ecotone Using Airborne Laser Scanning. Remote Sensing 8, 407.

Hernández, J., A. del Pino, L. Salvo und G. Arrarte. 2009. Nutrient export and harvest residue decomposition patterns of a *Eucalyptus dunnii* Maiden plantation in temperate climate of Uruguay. Forest Ecology and Management 258:92-99.

Hernández, J. 2015. La forestación en el Uruguay: Impacto en propiedades químicas del suelo y limitantes nutricionales. SPF-Seminar: La forestación, el suelo y el agua. Facultad de Agronomía, Universidad de la República, Montevideo.

Heuperman, A. 1999. Hydraulic gradient reversal by trees in shallow water table areas and repercussions for the sustainability of tree-growing systems. Agricultural Water Management 39:153-167.

Heurich, M. und H. Weinacker .2004. Automated tree detection and measurement in temperate forests of central europe using laserscanning data. *In:* Thies, M., B. Koch, H. Spiecker und H. Weinacker (Hrsg.) Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment. ISPRS Archives-Volume XXXVI-8/W2. Freiburg.

Hilbert, C. und C. Schmullius. 2012. Influence of Surface Topography on ICESat/GLAS Forest Height Estimation and Waveform Shape. Remote Sensing 4: 2210-2235.

Hirschmugl, M. und M. Schardt. 2005. Methods for the automatic estimation of forest attributes from aerial imagery. *In*: Remote Sensing and Geographical Information Systems for Environmental Studies. Kleinn, C. J.Nieschulze und B. Sloboda (Hrsg.). J.D. Sauerländers Verlag, Frankfurt am Main.

Hirschmugl, M., M. Ofner, J. Raggam und M. Schardt. 2007. Single tree detection in very high resolution remote sensing data. Remote Sensing of Environment 110:533-544.

Hirschmüller, H. 2008. Stereo Processing by Semiglobal Matching and Mutual Information.

Hirschmüller, H. und T. Bucher. 2010. Evaluation of Digital Surface Models by Semi-Global Matching. Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt.

Hirschmüller, H., 2011. Semi-global matching - motivation, developments and applications. In*:* Fritsch, D. (Hrsg.), Photogrammetric Week '11. Wichmann, Heidelberg.

Hirschmüller, H. 2017. Dichte Bildzuordnung. *In:* Heipke, C. (Hrsg.). Photogrammetrie und Fernerkundung. Spinger Reference Naturwissenschaften. Switzerland.

Hjelm, B., D. Mola-Yudego und I. Johansson. 2015. Diameter–Height Models for Fast-growing Poplar Plantations on Agricultural Land in Sweden. BioEnergy Research 8:1759-1768.

Hobi, L.M. und C. Ginzler. 2012. Accuracy Assessment of Digital Surface Models Based on WorldView-2 and ADS80 Stereo Remote Sensing Data. Sensors12:6347-6368.

Höhle, J und M. Höhle. 2009. Accuracy assessment of digital elevation models by means of robust statistical methods. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 64:398-406.

Höhle, J und M. Potuckova. 2011. Assesment of the Quality of Digital Terrain Models. European Spatial Data Research. Official Publication 60. Euro SDR, Netherlands.

Holm, S., R. Nelsonb und G. Ståhl. 2017. Hybrid three-phase estimators for large-area forest inventory using ground plots, airborne lidar, and space lidar. Remote Sensing of Environment 197:85-97.

Holmgren, J. und T. Jonsson. 2004. Large scale airborne laser scanning of forest resources in Sweden. *In:* Thies, M., B. Koch, H. Spiecker und H. Weinacker (Hrsg.) Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment. ISPRS Archives-Volume XXXVI-8/W2. Freiburg.

Holmgren, J., Å. Persson und U. Söderman. 2008. Species identification of Individual trees by combining high resolution LiDAR data with multi-spectral images. International Journal of Remote Sensing 29:1537-1552.

Holmgren, J. und E. Lindbeg. 2013. Tree Crown Segmentation based on a geometric tree crown model for prediction of forest variables. Canadian Journal of Remote Sensing 39:86-98.

Holopainen, M und M. Talvite. 2004. Forest Inventory by means of tree-wise 3d-measurements of laser scanning data and digital aerial photographs. *In:* Thies, M., B. Koch, H. Spiecker und H. WEinacker (Hrsg.) Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment. ISPRS Archives-Volume XXXVI-8/W2. Freiburg.

Holopainen et al. 2014. Estimation of Forest Stock and Yield Using LiDAR Data. In: Wang, G und Q. Weng, 2014. In: Remote Sensing of Natural Resources. Taylor and Francis Series in Remote Sensing Applications. CRC Press Taylor and Francis, London.

Hopkinson, C., L. E. Chasmer, G. Zsigovics, I.F. Creed, M. Sitar, P. Treitz und R. Maher. 2004. Errors in LiDAR ground elevation and wetland vegetation height estimates. *In:* Thies, M., B. Koch, H. Spiecker und H. Weinacker (Hrsg.) Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment. ISPRS Archives-Volume XXXVI-8/W2. Freiburg.

Honeysett, J.L., C.L. Beadle und C.R.A. Turnbull. 1991. Evapotranspiration and growth of two contrasting species of eucalypts under non-limiting and limiting water availability. Forest Ecology and Management 50:203-216.

Huang, S., und S.J. Titus. 1992. Comparison of non linear height-diameter functions for majot Alberta tree species. Canadian Journal of Forest Research 22:1297-1304.

Hueck, K. 1966. Die Wälder Südamerikas. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 422 S.

Huss, J. 1984. Luftbildmessung und Fernerkundung in der Forstwirtschaft. Herbert Wichmann Verlag, Karlsruhe.

Hyyppä, J., H. Hyyppä, D. Leckie, F. Gougeon, X. Yu und M. Maltamo. 2008. Review of methods of small-footprint airborne laser scanning for extracting forest Inventory data in boreal forests. International Journal of Remote Sensing 29:1339-1366.

Hyyppä, J., H. Hyyppä, X. Yu, H. Kaartinen, A. Kukko und M. Holopainen. 2009. Forest Inventory Using Small-Footprint Airborne LIDAR. In:Shan, J., C. K. Toth (Hrsg.) Topographic Laser Ranging and Scanning: Principles and Processing. CRC-Press. Taylor & Francis Group, Boca Raton.

Hyyppä, J., X. Yu., H. Hyyppä., M. Vastaranta., M. Holopainen., A. Kukko., H. Kaartinen., A. Jaakkola., M. Vaaja., J. Koskinen uns P. Alho. 2012. Advances in Forest Inventory Using Airborne Laser Scanning. Remote Sensing 4: 1190-1207.

Hyyppä, E., J. Hyyppä, T. Hakala, A. Kukko, M.A. Wulder, J.C. White, J. Pyöräläa, X. Yua, Y. Wanga, J-P. Virtanena, O. Pohjavirtaa, X. Lianga, M. Holopainend und H. Kaartinena. 2020. Under-canopy UAV laser scanning for accurate forest field measurements. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 164:41-60.

IEA. 2020. Comercio internacional y balanza de pagos. Instituto Nacional de Estadísticas. Verfügbar über: www.ine.gub.uy.

IEEE Transactions on Pattern Analysis and Machine Intelligence 30:328-341.

Immitzer, M., C. Stepper, S Böck, C. Straub und C. Atzberger. 2016. Use of WorldView-2 stereo imagery and national forest inventory data for wall-to-wall mapping of growing stock. Forest Ecology and Management 359:232-246.

INIA. 2020. Tägliche Messungen aus der Wetterstation 1988-2018. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria. Nicht veröffentlichte Information. Geliefert nach persönlicher Anfrage.

Jacobsen, K. 2000. Potential and limition of direct sensor orientation. International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing. Vol 33. Amsterdam.

Jacobsen, K.. 2003. Orthoimages and DEMs by QuickBird and IKONOS. In: *Proceedings of the 23rd symposium of the EARSeL "Remote Sensing in Transition"*, Ghent, Belgium.

Jacobsen, K. 2005a. High Resolution Satellite Imaging Systems - An Overview. PFG Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation 6:487-496.

Jacobsen, K. 2005b. Analysis of Digital Elevation Models based on space information. In: Olui (Hrsg.) New Strategies for European Remote Sensing. Millpress, Rotterdam.

Jacobsen, K.; M. Cramer, R. Ladstädter, C. Ressl, und V. Spreckels. 2010. DGPF-Project: Evaluation of Digital Photogrammetric Camera Systems Geometric Performance. PFG Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation 2:83 - 97.

Järnstedt, J., Pekkarinen, A., Tuominen, S., Ginzler, C., Holopainen, M., Viitala, R., 2012. Forest variable estimation using a high-resolution digital surface model. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 74:78–84.

Jarron, L.R. und P. Dykstra. 2020. Detection of sub-canopy forest structure using airborne LiDAR. Remote sensing of the Environment. 244, 111770.

Jaskierniak, D., A. Lucieer, G. Kuczera, D. Turner, P.N.J. Lane, R.G. Benyon und S. Haydon. 2021. Individual tree detection and crown delineation from Unmanned Aircraft System (UAS) LiDAR in structurally complex mixed species eucalypt forests. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 171:171–187.

Jayatunga, S., T. Owari und S. Tsuyuki. 2019.Digital Aerial Photogammetry for Unaven-Aged Forest Management: Assesing the Potential to Recoonstrucht Canopy Structure and Estimate Living Biomass. Remote Sensing 11:338.

Jensen, R.J. 2013, Remote Sensing of the Environment: An Earth Resource Perspective. Pearson Education Limited. Edimburg. 620 S.

Jensen , L-R. und A.J. Matheus. 2016. Assessment of Image-Based Point Cloud Products to Generate a Bare Earth Surface and Estimate Canopy Heights in a Woodland Ecosystem. Remote Sensing 8:1-13.

Jing, L., H. Baoxin, T. Noland und J. Li. 2012. An Individual tree crown delineation method based on multi-scale segmentation of imagery. SPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 70:88-98.

Jobbágy, E.G. und R.B. Jackson. 2004. Groundwater use and salinization with grassland afforestation. Global Change Biology Vol 101299-1312.

Jobbágy, E.G., M. Vasallo, K. Farley, G. Piñeiro, M. Garbulsky, M. Nosetto, R. Jackson, J.M. Paruelo. 2006. Forestación en pastizales: Hacia una visión integral de sus oportunidades y costos ecológicos. Agrociencia 10:109-134.

Jones, H.G. und R.A. Vaughan. 2010. Remote Sensing of Vegetation: Principles, Techniques, and Applications. Oxford University Press. 380 s.

Jurjevic, L, X. Liang, M. Gasparovic und I. Balenovic. 2020. Is field-measured tree height as reliable as believed – Part II, A comparison study of tree height estimates from conventional field measurement and low-cost close-range remote sensing in a deciduous forest. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 169:227–241.

Kaartinen, H., J. Hyyppä, X. YU, M. Vastaranta, H. Hyyppä, A. Kukko, M. Holopainen, C. Heipke, M. Hirschmugl, F. Morsdorf, E. Næsset, J. Pitkänen, S. Popescu, SvEin Solberg, B.M. Wolf und J.C. Wu. 2012. An International Comparison of Individual Tree Detection and Extraction Using Airborne Laser Scanning. *Remote Sens*ing 4:950-974.

Kandare, K., M. Dalponte, H. Ørka, L. Frizzera und E. Næsset. 2017. Prediction of species- specific volume using different inventory approaches by fusing airborne laser scanning and hyperspectral data. Remote Sensing 9 (5), 400.

Karjalainen, T., L. Korhonen, P. Packalen und M. Maltamo. 2019. The transferability of airborne laser scanning based tree-level models between different inventory areas. Canadian Journal of Forest Research 49: 228-236.

Kasser, M.. 2002.Digital image acquisition with airborne CCD-Kameras. *In* M. Kasser und Y. Egels (Hrsg.) Digital Photogrammetry. Taylor & Francis, London.

Kasser, M. und Y. Egels. 2002. Digital Photogrammetry. Taylor & Francis. London. 347 S.

Katoh, M. und F.A. Gougeon. 2012. Improving the Precision of Tree Counting by Combining Tree Detection with Crown Delineation and Classification on Homogeneity Guided Smoothed High Resolution (50 cm) Multispectral Airborne Digital Data. Remote Sensing 4:1411-1424.

Kattenborn T., J. Maack, F. Faßnacht, F. Enßle, J. Ermert und B. Koch. 2015. Mapping forest biomass from space–Fusion of hyperspectral EO1-hyperion data and Tandem-X and WorldView-2 canopy height models. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 35:359-367.

Ke, Y. und L.J. Quackenbush. 2011a. A comparison of three methods for automatic tree crown detection and delineation from high spatial resolution imagery. International Journal of Remote Sensing 32:3625-3647.

Ke, Y. und L.J. Quackenbush. 2011b. A review of methods for automatic Individual tree-crown detection and delineation from passive remote sensing. International Journal of Remote Sensing 32:4725-4747.

Keit, H. 1997. Nutrient cycling in eucalypt ecosystems. *In*: Williams, J.L. und J.C.Z. Woinarski (Hrsg.). Eucalypt ecology, individuals to ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge.

Kelly, M.J. 2006. The role of species mixtures in plantation forestry. Forest Ecology and Management 233:195-204.

Kim, T. und S. Rhee. 2011. DEM Generation from High Resolution Satellite Images through a New 3D Least Squares Matching Algorithm. In: Proceedings of the ISPRS Hannover Workshop “High-Resolution Earth Imaging for Geospatial Information”, Hannover.

Kirschbaum, M.U.F., L.B. Guo und R.M. Gifford. 2008. Why does rainfall affect the trend in soil carbon after converting pastures to forests? A possible explanation based on nitrogen dynamics. Forest Ecology and Management 255 (2008) 2990–3000.

Kliparchuk, K. und D. Collins. 2010. Evaluation of Stereoscopic GeoEye-1 Statellite Imagery to Assess Landscape and Stand Level Characteristics. In: Proceedings of the ISPRS Canadian Geomatics Conference and Symposium of Commission I, Calgary.

Knapp, N., R. Fischer, V. Cazcarra-Bes, A. Huth. 2020. Structure metrics to generalize biomass estimation from lidar across forest types from different continents. Remote Sensing of Environment 237 (2020) 111597.

Koch, B., Heyder, U., und WEinacker, H. 2006. Detection of Individual tree crowns in airborne lidar data. Photogrammetric Engineering And Remote Sensing 72:357-363.

Koch, B., T. Kattenborn, C. Straub und J. Vauhkonen. 2014. Segmentation of Forest to Tree Objects. In: Maltamo, M, E. Næsset und J. Vauhkonen (Hrsg.). Forestry applications of airborne laser scanning - Concepts and case studies. Springer, Heidelberg.

Köhl, M., S.S. Magnussen und M. Marchetti. 2006. Sampling Methods, Remote Sensing and GIS Multiresource Forest Inventory. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.

Konecny, G, und G. Lehman. 1984. Photogrammetrie. Walter de Gruyter &Co., Berlin. 392 S.

Korpela, I. 2004. Individual tree measurements by means of digital aerial photogrammetry. Silva Fennica Monographs 3. Department of Forest Resource Management, University of Helsinki, Finland.

Korpella, I., P. Anttila und J. Pitkänen. 2006. The performance of local maxima method for detecting individual tree tops in aerial photographs. International Journal of Remote Sensing 27: 1159-1175.

Korpela, I. 2007. 3D treetop positioning by multiple image matching of aerial images in a 3D search volume bounded by lidar surface models. PFG Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation 1:35-44.

Korpela, I.; Dahlin, B.; Schäfer, H.; Bruun, E.; Haapaniemi, F.; Honkasalo, J.; Ilvesniemi, S.; Kuutti, V.; Linkosalmi, M.; Mustonen, J.; Salo, M.; Suomi, O.; Virtanen, H. 2007. Single-tree forest Inventory using Lidar and aerial images for 3D treetop positioning, species recognition, height and crown width estimation. Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. 36:227-233.

Korpela, I.. 2017. Acquisition and evaluation of radiometrically comparable multi-footprint airborne LiDAR data for forest remote sensing. Remote Sensing of Environment 194:414–423.

Kotivuori, E., M. Kukkonen, L. Mehtätalob, M. Maltamoa, L. Korhonena und P. Packalena. 2019.Forest inventories for small areas using drone imagery without in-situ field measurements. R Remote Sensing of Environment 237:223-243.

Kramer, H. und A. Akça. 2008. Leitfaden zur Waldmesslehre. J. D. Sauerländers Verlag. Frankfurt am Main. 226 S.

Kraus, K. 2007. Photogrammetry. Geometry from Images and Laser Scans. Walter de Gruyter, Berlin, New York.

Krauß, T, P. D'Angelo und L. Wendt. 2018. Cross-track satellite stereo for 3D modelling of urban areas. European Journal of Remote Sensing 52:89-98.

Kruck, E.J. 2006. Bingo 5.3 Benutzerhandbuch. Geoinformatics & Photogrammetric Engineering, Aalen.

Kükenbrink, D., F.D. Schneider, R. Leiterer, M.E. Schaepman und F. Morsdorf. 2017. Quantification of hidden canopy volume of airborne laser scanning data using a voxel traversal algorithm. Remote Sensing of Environment 194:424-436.

Kukkonen, M., M. Maltamo und P. Packalen. 2016. Image matching as a data source for forest inventory – Comparison ofSemi-Global Matching and Next-Generation Automatic TerrainExtraction algorithms in a typical managed boreal forest environment. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 60:11-21.

Kukkonen, M., M. Maltamo, L. Korhonen und P. Packalen. 2019. Comparison of multispectral airborne laser scanning and stereo matching of aerial images as a single sensor solution to forest inventories by tree species. Remote Sensing of the Environment 231;111208.

Kwong, I.H. und T. Fung. 2020. Tree height mapping and crown delineation using LiDAR, large format aerial photographs, and unmanned aerial vehicle photogrammetry in subtropical urban forest. International Journal of Remote Sensing 41: 5228–5256.

Laganière, J., D.A. Angers und D. Paré. 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. Global Change Biology 16:439-453.

Lamprecht, S., J. Stoffels, S. Dotzler, E. Haß und T. Udelhoven. 2015. aTrunk—An ALS-Based Trunk Detection Algorithm. Remote Sensing 7:9975-9997.

Larcher, W. 2003. Physiological Plant Ecology. Springer-Verlag. 514 S.

Larsen, M. 1997. Crown Modeling to Find Tree Top Positions in Aerial Photographs. Proceedings of the third international airborne remote sensing conference and exhibition, Copenhagen. ERIM international 2:428-435.

Larsen M. und M. Rudemo. 1997. Using Ray-traced templates to find trees in aerial photographs. In*:* Proceedings of the 10th Scandinavian Conference on Image Analysis 2:1007-1014. Lappenrot, Finnland.

Larsen, M. 1988. Finding an optimal match window for Spruce top detection based on an optical tree model. *In*: D. Hill und D. Leckie (Hrsg.). Proceedings of the International Forum on Automated interpretation of High Spatial Resolution Digital Imagery for Forestry, Victoria, Canada.

Larsen M. und M. Rudemo. 1998. Optimizing templates for finding trees in aerial photographs. Pattern Recognition Letters. 19:1153-1163.

Larsen, M. 1999a. Jittered match windows voting for tree top positions in aerial photographs. 11th Scandinavian Conference on Image Analysis. Kangerlussuaq, Greenland. 2:889-894.

Larsen, M. 1999b. Finding an optimal match window for Spruce top detection based on an optical tree model. Proceedings Automated Interpretation of High Spatial Resolution Digital Imagery for Forestry 55-56. Victoria.

Larsen, M., M. Eriksson, X. Descombes, G. Perrin, T. Brandtberg und F.A. Gougeon. 2011. Comparison of six individual tree crown detection algorithms evaluated under varying forest conditions. International Journal of Remote Sensing 32:5827-5852.

Leberl, F., A. Irschara, T. Pock, P. Meixner, M. Gruber, S. Scholz, und A. Wiechert. 2010. Point Clouds: Lidar versus 3D Vision. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 76:1123-1134.

Leckie, D.G., Gougeon, F.A., Walsworth, N. and Paradine, D., 2003, Stand delineationand composition estimation using semi-automated Individual tree crown analysis. Remote Sensing of Environment, 85, pp. 355–369.

Leckie, D.G, N. Walsworth und F.A. Gougeon. 2016a. Identifying tree crown delineation shapes and need for remediationon high resolution imagery using an evidence based approach. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 114:206–227.

Leckie, D.G, N. Walsworth und F.A. Gougeon. 2016b. Recognition and Possible Remediation of Automated Tree Delineations with Multiple Isolations per Tree (Split Cases) on High-Resolution Imagery. Canadian Journal of Remote Sensing 42:1-24.

Lee, J-H, G.S. Biging und J.B. Fisher. 2016. An Individual Tree-Based Automated Registration of Aerial Images to Lidar Data in a Forested Area. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 82: 699-710.

Li, X. und H. Strahler. 1992. Geometric-Optical Bidirectional Reflectance Modeling of the Discrete Crown Vegetation Canopy: Effect of Crown Shape and Mutual Shadowing. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 30:276-292.

Li, Z., R. Hayward, J. Zhang und Y. Liu. 2008. individual tree crown delineation techniques for vegetation management in power line corridor. In:Digital Image Computing: Techniques and Applications (DICTA) Conference. Canberra.

Lillesand, T.M., R.H. Kiefer und J.W. Chipman. 2015. Remote Sensing and Image Interpretation. John Willey & Sons, Inc., New York. 736 S.

Lim, K.S. und P.M. Treitz. 2004. Estimation of aboveground forest biomass using airborne scanning discrete return Lidar in douglas-fir. In: Thies, M., B. Koch, H. Spiecker und H. WEinacker (Hrsg.) Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment. ISPRS Archives-Volume XXXVI-8/W2. Freiburg.

Lima, A.M.N., I.R. Silva, J.C.L. Neves, R.F. Novais, N.F. Barros, E.S. Mendoça, T.J. Smyth, M.S. Moreira und F.P. Leite. 2006. Soil organic carbon dynamics following afforestation of degraded pastures with eucalyptus in southeastern Brazil. Forest Ecology and Management 235:219-231.

Lin, Y, G. Vosselman, Y. Cao, M.Y. Yang. 2020. Active and incremental learning for semantic ALS point cloud segmentation. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 169:73-92.

Lindberg, E. und M. Hollaus. 2012. Comparison of Methods for Estimation of Stem Volume, Stem Number and Basal Area from Airborne Laser Scanning Data in a Hemi-Boreal Forest. *Remote Sens*ing 4:1004-1023.

Linder, W. 2009. Digital Photogrammetry: A Practical Course. Springer Verlag.

Lindgren, N., P. Christensen, B. Nilsson, M. Åkerholm, A. Allard, H. Reese und H. Olsson. 2015. Using Optical Satellite Data and Airborne Lidar Data for a Nationwide Sampling Survey. Remote Sensing 7:4253-4267.

Liu, X., X. Shen, C. Lin, G, Wang und F. Cao. 2018. Estimating forest structural attributes using UAV-LiDAR data in Ginkgo plantations. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 146: 465-482.

Lo, C-S. und C. Lin. 2013. Growth-Competition-Based Stem Diameter and Volume Modeling for Tree-Level Forest Inventory Using Airborne LiDAR Data. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 51:2216-2226.

Loghin, A.M., J. Otepka, W. Karel, M. Pöchtrager und N. Pfeifer. 2019. Accuracy Analysis of Digital Elevation Models from very High Resolution Satellite Imagery. Dreiländertagung der DGPF, der OVG und der SGPF. Wien. DGPF, Band 28.

Lösch, R. 2001. Wasserhaushalt der Pflanzen. Quelle &Meyer Verlag, Wiebelsheim.

Lucas , R M und P.J. Bunting. 2006. The delineation of tree crowns in Australian mixed species forests using hyperspectral Compact Airborne Spectrographic Imager (CASI) data. Remote Sensing of Environment 101:230-248.

Lynch, T. und P. Murphy. 1995. A compatible height prediction and projection system for individual trees in natural, even-aged shortleaf pine stands. Forest Science 41:194-209.

Mäkinen, A., I. Korpela, T. Tokola, A. Kangas, 2006. Effects of imaging conditions on crown diameter measurements from high-resolution aerial images. Canadian Journal of Forest Research 36: 1206-1217.

Mallet, M.und F. Bretar. 2009. Full-waveform topographic lidar: State-of-the-art. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 64:1-16.

Maltamo, M, T. Tokola und M. Lehikoinen. 2003. Estimating stand characteristics by combinig single tree pattern recognition of digital video imagery and theoretical diameter distribution. Forest Science 49:98-109.

Maltamo, M., P. Packalén, X. Yu, K. Eerikäinen, J. Hyyppä und J. Pitkänen. 2004. Identifying and quantifying heterogeneous boreal forest structures using laser scanner data. In*:* Maltamo, M., E. Næsset und J. Vauhkonen (Hrsg.). 2014. Forestry applications of airborne laser scanning - Concepts and case studies. Springer, Heidelberg.

Maltamo, M., P. Packalén, A. Suvanto, K.T. Korhonen, L. Mehtätalo, P. Hyvönen. 2009. Combining ALS and NFI training data for forest management planning: a case study in Kuortane, Western Finland. European Journal of Forest Research 128:305-317.

Maltamo, M, E. Næsset und J. Vauhkonen (Hrsg.). 2014. Forestry applications of airborne laser scanning - Concepts and case studies. Springer, Heidelberg. 464 S.

Maltamo, M., P. Packalen. 2014. Species-Specific Management Inventory in Finland. In*:* Maltamo, M, E. Næsset und J. Vauhkonen (Hrsg.). 2014. Forestry applications of airborne laser scanning - Concepts and case studies. Springer, Heidelberg.

Maltamo, M., T. Gobakken. 2014. Segmentation of Forest to Tree Objects. In*:* Maltamo, M., E. Næsset und J. Vauhkonen (Hrsg.). 2014. Forestry applications of airborne laser scanning - Concepts and case studies. Springer, Heidelberg.

Maltamo. M., J. Räty, L. Korhonen, E. Kotivuori, M. Kukkonen, H. Peltola, J. Kangas und P. Packalen. 2020. Prediction of forest canopy fuel parameters in managed boreal forests using multispectral and unispectral airborne laser scanning data and aerial images. European Journal of Remote Sensing 53:245-257.

MAP. 1976. Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay. Ministerio de Agricultura y Pesca, Montevideo.

Martino, D.L., Z. Bennadji, A. Fossati, D. Pagliano und E. Van Hoff. 1997. LA forestación con Eucalyptus en Uruguay: su impacto sobre los recursos naturales y el ambiente. INIA Serie Técnica N°88. Unidad de Difusión e Información Tecnológica INIA. Montevideo.

Mei, X., P. Gong, G.S. Biging. 2001. Image matching based on tracking matching paths in the similarity space. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 67:453-460.

Mei, C. und S. Durrieu. 2004. Tree crown delineation from digital elevation models and high resolution imagery. In*:* Thies, M., B. Koch, H. Spiecker und H. WEinacker (Hrsg.) Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment. ISPRS Archives-Volume XXXVI-8/W2. Freiburg.

Melin, M., L. Korhonen, M. Kukkonen und P. Packalen. 2017. Assessing the performance of aerial image point cloud and spectral metrics in predicting boreal forest canopy cover. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 129:77–85.

Merino, A., M.A. Balboa, R. Rodríguez Soalleiro, J.G.A. González. 2005, Nutrient exports under different harvesting regimes in fast-growing forest plantations in southern Europe, Forest Ecology and Management 207:325-339.

Mesa-Mingorance, J.L. und F.J. Ariza-López. 2020. Accuracy Assessment of Digital Elevation Models (DEMs): A Critical Review of Practices of the Past Three Decades. Remote Sensing 12:2630.

MGAP. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. 2018a. Estategia Nacional de Bosque Nativo. Tradico S.A., Montevideo.

MGAP. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. 2018b. Resultados de la cartografía forestal nacional. Dirección General Forestal, MGAP, Montevideo.

MGAP. Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca. 2019. Regiones Agropecuarias del Uruguay. Estadísticas agropecuarias DIEA, Montevideo.

Millot, J.C. 1994. Manejo del pastoreo y su incidencia sobre la composición botánica y productividad del campo natural. *In* Carámbula, M., Vaz Martins, D., Indarte, E. (Hrsg.). Pasturas y producción animal en áreas de ganadería extensiva. Serie Técnica N°13. Instituto de Investigación Agropecuaria del Uruguay, Montevideo.

Millot, J.C., D. Risso und R. Methol. 1988. Relevamiento de pasturas naturales y mejoramientos extensivos en áreas ganaderas del Uruguay. Revista del plan Agropeuario. Suplemento especial. Plan Agropecuario, Montevideo.

MINEM. 2021. Carta Geológica del Uruguay. Ministerio de Industria Energía y Minería. Verfügbar unter: https://www.gub.uy/ministerio-industria-energia-mineria/comunicacion/publicaciones/carta-geologica-del-uruguay-escala-1500000

Mitchell, P.J., E. Veneklaas, H. Lambers und S.S.O. Burgess. 2008. Partitioning of evapotranspiration in a semi-arid eucalypt woodland in south-western Australia. Agricultural and Forest Meteorology 149:25-37.

Mondino, E.B., V. Fissore, M.J. Falkowski und B. Palik. 2020. How far can we trust forestry estimates from lowdensity LiDAR acquisitions? The Cutfoot Sioux experimental forest (MN, USA) case study. International Journal of Remote Sensing, 41:4549-4567.

Montealegre, A.L., M.T. Lamelas und de la Riva, J. 2015. Interpolation Routines Assessment in ALS-Derived Digital Elevation Models for Forestry Applications. Remote Sensing 7:8631-8654.

Montesano, P.M., S.R.C. Neigh W. Wagner M. Wooten und B.D. Cook. 2019. Boreal canopy surfaces from spaceborne stereogrammetry. Remote Sensing of Environment 225:148-159.

Mulverhill, C., N.C. Coops, P.Tompalski, C.W. Bater2 und A. R. Dick. 2019. The utility of terrestrial photogrammetry for assessment of tree volume and taper in boreal mixedwood forests. Annals of Forest Science 76:83.

Murray, D., A. Nordmeyer, H. David und M. Watt. 2007. Ecosystem carbon accretion 10 years after afforestation of depleted subhumid grassland planted with three densities of *Pinus nigra.* Global Change Biology 13:1414-1422(9).

Navarro, J.A., A. Fernández-Land , J.L. Tomé, M.L. Guillén-Climent und J.C. Ojeda. 2018 .Testing the quality of forest variable estimation using dense image matching: a comparison with airborne laser scanning in a Mediterranean pine forest. International Journal of Remote Sensing doi.org/10.1080/01431161.2018.1471551.

Næsset, E. 2004.Estimation of above- and below-ground biomass in boreal forest ecosystems. *In:* Thies, M., B. Koch, H. Spiecker und H. Weinacker (Hrsg.) Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment. ISPRS Archives-Volume XXXVI-8/W2. Freiburg.

Næsset, E. 2014. Area-Based Inventory in Norway - From Innovation to an Operational Reality. *In:* Maltamo, M., E. Næsset und J. Vauhkonen (Hrsg.). 2014. Forestry applications of airborne laser scanning - Concepts and case studies. Springer, Heidelberg.

Nevalainen, O., E. Honkavaara, S.i Tuominen, N. Viljanen, T. Hakala, X. Yu, J. Hyyppä, H. Saari, I. Pölönen, N. Imai und A. M. G. Tommaselli. 2017. Individual Tree Detection and Classification with UAV-Based Photogrammetric Point Clouds and Hyperspectral Imaging. Remote Sensing, 9, 185.

Niccolai, A., A. Hohl, M. Niccolai und C. D. Oliver. 2010a. Decision rule-based approach to automatic tree crown detection and size classification. International Journal of Remote Sensing 31:3089-3123.

Niccolai, A., A. Hohl, M. Niccolai und C. D. Oliver. 2010b. Integration of varying spatial, spectral and temporal high-resolution optical images for Individual tree crown isolation. International Journal of Remote Sensing 31:5061-5088.

Nilsson, M., K. Nordkvist, J. Jonzén, N, Lindgren, P. Axensten, J. Wallerman, M. Egberth, S. Larsson, L. Nilsson, J. Eriksson und H. Olsson a . 2017. A nationwide forest attribute map of Sweden predicted using airborne laser scanning data and field data from the National Forest Inventory. Remote Sensing of Environment 194:447-454.

Noordmeer, L, O.M. Bollandsas, H.O. Orka, E, Naesset und T. Gobakken. 2019. Comparing the accuracy of forest attributes from airborne laser scanning and digital aerial photogrammetry in operational forest inventories. Remote Sensing of the Environment 226:26-37.

Noordmeer, L, T. Gobakken, E. Naesset und O.M. Bollandsas. 2020. Predicting and mapping site index in operational forest inventories using bitemporal airborne laser scanner data. Forest Ecology and Management 457:117768.

Noordmeer, L, T. Gobakken, E. Naesset und O.M. Bollandsas. 2020. Predicting and mapping site index in operational forest inventories using bitemporal airborne laser scanner data. Forest Ecology and Management 457:117768.

Noordmeer, L, T. Gobakken, E. Naesset und O.M. Bollandsas. 2021. Economic utility of 3D remote sensing data for estimation of site index in Nordic commercial forest inventories: a comparison of airborne laser scanning, digital aerial photogrammetry and conventional practices. Scandinavian Journal Forest Research 36:55-67.

Nurminen, K., M. Karjalainen, X. Yu, J. Hyyppä und E. Honkavaara. 2013. Performance of dense digital surface models based on image matching in the estimation of plot-level forest variables. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 83:104-115.

Nuske, R.S. und J. Nieschulze. 2004. Die Vegetationshöhe als Werkzeug zur Ermittlung von Bestandshöhen. eine Anwendung automatisierter digitaler Photogrammetrie in der Forstwissenschaft . Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 175:13-21.

Oficina de Planeamiento y Presupuesto. 1992. Uruguay - Estudio ambiental nacional. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, Montevideo. Verfügbar unter: http://www.oas.org/dsd/publications/Unit/oea10s/begin.htm#Contents

Olofsson K. und O. Hagner. 2006. Single tree detection in high resolution satellite images and digital aerial images using artificial neural network and geometric-optical model. Proceedings of the international workshop 3D Remote Sensing in Forestry: 205-209. Wien.

Packalen, P., L. Mehtätalo und M. Maltamo. 2011. ALS-based estimation of plot volume and site Index in a eucalyptus plantation with a nonlinear mixed-effect model that accounts for the clone effect. Annals of Forest Science 68:1085-1092.

Packalen, P., J. Strunk, T. Packalen, M. Maltamo und L. Mehtätalo. 2019. Resolution dependance in an area based approach to forest inventory with airborne laser scanning. Remote Sensing of the Environment 224:192-201.

Panagiotidis, D., A. Abdollahnejad, P. Surový und V. Chiteculo. 2017. Determining tree height and crown diameter from high-resolution UAV imagery. International Journal of Remote Sensing 38:2393-2410.

Panario. D. 1994a. Evolución y tendencia de la vegetación nativa uruguaya I. La pradera. S.37-46. *In* Ministerio de ganadería, agricultura y pesca. Contribución de los estudios edafológicos al conocimiento de la vegetación en la República Oriental del Uruguay. Boletín Técnico N°13. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, Montevideo.

Panario. D. 1994b. Evolución y tendencia de la vegetación nativa uruguaya II. Apuntes sobre el monte indígena. S.49-52. *In* Ministerio de ganadería, agricultura y pesca. Contribución de los estudios edafológicos al conocimiento de la vegetación en la República Oriental del Uruguay. Boletín Técnico N°13. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, Montevideo.

Panario. D. und H. May. 1994. Estudio comparativo de la sucesión ecológica de la flora pratense en dos sitios de la región basáltica, suelo superficial y suelo profundo, en condiciones de exclusión de pastoreo. S.55-67. *In* Ministerio de ganadería, agricultura y pesca. Contribución de los estudios edafológicos al conocimiento de la vegetación en la República Oriental del Uruguay. Boletín Técnico N°13. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, Montevideo.

Paris, C und L. Bruzzone. 2015. A Three-Dimensional Model-Based Approach to the Estimation of the Tree Top Height by Fusing Low-Density LiDAR Data and Very High Resolution Optical Images. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 53:467-480.

Park, T., J-K. Cho, J-Y. Lee, W-K. Lee, S. Choi , D-A. Kwak , M-I. Kim. 2014. Unconstrained approach for isolating Individual trees using high-resolution aerial imagery. international Journal of Remote Sensing 35:89-114.

Paul, K. I., P. J. Polglase, J. G. Nyakuengama und P. K. Khanna 2002. Changes in Soil Carbon Following Afforestation. Forest Ecology and Management 168:241-257.

Paulo, J. A., J. Tomé und E. Tomé. 2011. Nonlinear fixed and random generalized height-diameter models for Portuguese cork oak stands. Annals of Forest Science 68:295-309.

Pearse, G.D, J.P. Dash, H.J. Persson und M.S. Watt. 2018. Comparison of high-density LiDAR and satellite photogrammetry for forest inventory. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 142:257-267.

Peralta, M. 2012. Propagation of Errors. Createspace independent Publishing Platform. North Charleston. 198 S.

Pereira de Almeida, A. und H. Riekerk. 1990. Water balance of *Eucalyptus globulus* and *Quercus suber* forest stands in south Portugal. Forest Ecology and Management, 38 (1990) 55-64 55.

Persson, H.J. und R. Perko. 2016. Assessment of boreal forest height from WorldView-2 satellite stereo images. Remote Sensing 7:1150-1159.

Petrie, G. und A.S. Walker. 2007. Airborne digital imaging technology: a new overview. The Photogrammetric Record 22 (119): 203-225.

Pitkänen, J. 2001. Individual tree detection in digital aerial images by combining locally adaptive binarization and local maximal methods. Canadian Journal of Forest Research 31: 832-844.

Pitkänen, J., Maltamo, M., Hyyppa¨, J., und Wei Yu, X. 2004. Adaptive methods for Individual tree detection on airborne laser based canopy height model. *In:* Thies, M., B. Koch, H. Spiecker und H.WEinacker (Hrsg.) Laser-Scanners for Forest and Landscape Assessment.ISPRS Archieves, Vol. XXXVI-8/W2. Freiburg, Germany.

Pohjankukka, J., S. Tuominen., J. Pitkänen., T. Pahikkala und J. Heikkonen. 2018. Comparison of estimators and feature selection procedures in forest inventory based in airborne laser scanning and digital aerial imagery. Scandinavian Journal of Forest Research 33:681-694.

Polewski, P., W. Yao, L. Cao und S. Gao. 2019. Marker-free coregistration of UAV and backpack LiDAR point clouds in forested areas. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 147:307-318.

Poli, D., K. Wolff und A. Gruen. 2009. Evaluation of WorldView-1 Stereo Scenes. In: Proceedings of the ISPRS Hannover Workshop 2009 High-Resolution Earth Imaging for Geospatial Information. Hannover.

Poli, D.; E. Angiuli und F. Remondino. 2010. Radiometric and Geometric Analysis of WorldView-2 Stereo Scenes. In: International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences 38:P1.

Polidori, L. und M. El Hage. 2020. Digital Elevation Model Quality Assessment Methods: A Critical Review. Remote Sensing 12:3522.

Polla, C. 1998. El proceso de desarrollo forestal y agroforestal en la República Oriental del Uruguay. Dirección General Forestal, Montevideo. Verfügbar unter: http://www.mgap.gub.uy/Forestal/EL%20Proceso%20Desarr%20Forestal%20y%20Agroforestal%20en%20ROU.pdf

Pollok, 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.

Popescu, S.C. und M. Hauglin. 2014. Estimation of Biomass Components by Airborne Laser Scanning. In*:* Maltamo, M., E. Næsset und J. Vauhkonen (Hrsg.). Forestry Applications of Airborne Laser Scanning. Springer, Heidelberg.

Pouliot, D.A., Kimg, D.J., Bell, F.W. and Pitt, D.G., 2002, Automated tree crown detection and delineation in high-resolution digital camera imagery of coniferous forest regeneration. Remote Sensing of Environment, 82, pp. 322–334.

Pouliot, D.A. und D.King. 2005. Approaches for optimal automated Individualtree crown detection in regenerating coniferous forests. Canadian Journal of Remote Sensing 31:255-267.

Puliti, S., T. Gobakken, H.O. Ørka und E. Næsset. 2017. Assessing 3-D point clouds from aerial photographs for species-specific forest inventories. Scandinavian Journal of Forest Research 32:1-12.

Pulkkinen, M., C. Ginzler, B. Traub und A. Lanz. 2018. Stereo-imagery-based post-stratification by regression-tree modelling in Swiss National Forest Inventory. Remote Sensing of Environment 213:182-194.

Qin, R. 2019. A critical analysis of satellite stereo pairs for digital surface model generation and a matching quality prediction model. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 154:139-150.

Quackenbush, L.J.,Hopkins, P.F. and Kinn, G.J.. 2000. Using template correlation to identify individual trees in high resolution imagery. In:Proceedings of the 2000 American Society for Photogrammetry and Remote Sensing Annual Conference, Washington, DC.

Rachid, C.C, G. Mason Euan, R. Woollons und F. Resquin. 2014. Volume and Taper Equations for *P. taeda* (L.) and *E. grandis* (Hill ex. Maiden). Agrociencia 18:47-60.

Rahlf, J., J. Breidenbach, S. Solberg, E. Næsset und R. Astrup. 2014. Comparison of four types of 3D data for timber volume estimation. Remote Sensing of Environment 155: 325-333.

Rahlf, J., J. Breidenbach, S. Solberg und R. Astrup. 2015. Forest Parameter Prediction Using an Image-Based Point Cloud: A Comparison of Semi-ITC with ABA. Forests &:4059-4071.

Ramalho de Oliveira, L.F., H.A. Lassiter, B. Wilkinson, T. Whitley, P. Ifju, S.R. Logan, G.F. Peter, J.G. Vogel jund T.A. Martin. 2021. Moving to Automated Tree Inventory: Comparison of UAS-Derived Lidar and Photogrammetric Data with Manual Ground Estimates. Remote Rensing 13(1) 72.

Ramsperger, B. 1999. Einfluss von Staubdepositionen auf die ökologischen Eigenschaften der Böden in der semiariden und subhumiden Pampa Argentiniens. *In* Kandeler, E; Kaupenjohan, M; Stahr, K (Hrsg.). Hohenheimer Bodenkundliche Hefte. Heft 48. Universität Hohenheim, Stuttgarrt.

Raparelli, E. und S. Bajocco. 2019. A bibliometric analysis on the use of unmanned aerial vehicles in agricultural and forestry studies. International Journal of Remote Sensing 40:9070-9083.

Räty, J., P. Packalen, E. Kotivuori und M. Maltamo. 2019. Fusing diameter distributions predicted by area-based approach and individual tree detection in coniferous-dominated forests. Canadian Journal of Forest Research 50:113-125.

Ravindranath, M., J. Sanz Sanchez und X. Zhang, 2007: Forestry. In Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Reitberger, J., C.I. Schnörr, P. Krzystek und U. Stilla. 2009. 3D segmentation of single trees exploiting full waveform LIDAR data. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 64:561-574.

Remondino. F., Spera, M.G., Nocerino, Menna, F. und Nex, F. 2014. State of the Art in High Density Image Matching. The Photogrammetric Record. 29:144-166. doi 10.1111/phor.12063.

Resquin, F., R.M. Navarro-Cerrillo, L. Carrasco-Letelierc, C.R. Casnati und L. Bentancor. 2020. Evaluation of the nutrient content in biomass of *Eucalyptus* species from short rotation plantations in Uruguay. Biomass and Bioenergy 134:105502.

Ressl, C., H. Brockmann, H., G. Mandlburger und N. Pfeifer. 2016. Dense Image Matching vs. Airborne Laser Scanning – Comparison of two methods for deriving terrain models. PFG Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation 2:57-73.

Richter, M. 2001. Vegetationszonen der Erde. Klett-Perthes. Gotha und Stuttgart. 448 S.

Roncart, A., F. Morsdorf, C. Briese, W. Wagner und N. Pfeifer. 2014. Laser Pulse Interaction with Forest Canopy: Geometric and Radiometric Issues. In*:* Maltamo, M., E. Næsset und J. Vauhkonen (Hrsg.). Forestry Applications of Airborne Laser Scanning. Springer Dordrecht, Heidelberg.

Rosengurtt, B. 1983. Especies campestres generales. S.17-34. In Ministerio de ganadería, agricultura y pesca. Contribución de los estudios edafológicos al conocimiento de la vegetación en la República Oriental del Uruguay. Boletín Técnico N°13. Ministerio de Agricultura y Pesca, Montevideo.

Rosengurtt, B. 1984a. Sucesión. Concepto de tendencia climática. Mitteilungsblatt N° 346. Universidad de la República Oriental del Uruguay, Facultad de Agronomía, Paysandú.

Rosengurtt, B. 1984b. Degeneración y regeneraión de campo natural. Mitteilungsblatt N° 350. Universidad de la República Oriental del Uruguay, Facultad de Agronomía, Paysandú.

Rothermel, M., K. Gong, D. Fritsch, K. Schindler und N. Haalaa. 2020. Photometric multi-view mesh refinement for high-resolution satellite images. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 166:52-62.

Roussel, J-P, J. Caspersenb, M. Bélandc, S. Thomasb und A. Achima. 2017. Removing bias from LiDAR-based estimates of canopy height: Accounting for the effects of pulse density and footprint size. Remote Sensing of Environment 198:1-16.

Rudolf, M. und W. Kuhlisch. 2008. Biostatistik. Pearson Studium. München. 425 S.

Ryan, M.G., D. Binkley, und J.L. Stape. 2008. Why don't our stands grow even faster? Control of production and carbon cycling in eucalypt plantations. Southern Forests: a Journal of Forest Science 70:99-104(6).

Sahin V. und J.H. Mitchell. 1995. The effects of afforestation and deforestation on water yields. Journal of Hydrology 178:293-309.

Salvo, L., S. Delgado, F. García Préchac, J. Hernández, P. Amarante und M. Hill. 2003. Régimen hídrico de un Ultisol arenoso del noreste de Uruguay bajo plantaciones de *Eucalyptus grandis* vs. Pasturas.

In: Evaluación de parámetros y procesos fisiológicos del suelo. VII Escuela Latinoamericana de Física de Suelos. La Serena, Chile.

Sandau, R. 2010. Digital Airborne Camera: Introduction and Technology. Springer Dordrecht, Heidelberg. 356 S.

Sankey, T., J. Donager, J. McVay und J.B. Sankey. 2017. UAV lidar and hyperspectral fusion for forest monitoring in the southwestern USA. Remote Sesing of the Environment 195:30-43.

Santoso, H, H. Tani und X. Wang. 2016. A simple method for detection and counting ofoil palm trees using high-resolution multispectralsatellite imagery. International Journal of Remote Sensing 37:5122-5134.

Schachtschabel, P., H.P. Blume, G. Brümmer, K.H. Hartge und U. Schwertmann. 1998. Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

Schiefer, F., T. Kattenborn, A. Frick, J. Frey, P. Schall, B. Koch und S. Schmidtlein. 2020. Mapping forest tree species in high resolution UAV-based RGB-imagery by means of convolutional neural networks. ISPRS JournalofPhotogrammetryandRemoteSensing170:205-215.

Schneider, S. 1974. Luftbild und Luftbildinterpretation. In: Obst, E. (Hrsg.). Lehrbuch der allgemeinen Geographie, Band 11. Walter de Gruyter, Berlin. 546 S.

Schönau, A.P.G. 1984. Silvicultural considerations for high productivity of *Eucalyptus grandis*. Forest Ecology and Management 9:295-314.

Schroeder, F.G. 1998. Lehrbuch der Pflanzengeographie. Quelle & Meyer Verlag. Wiesbaden. 457 S.

Schultz, J. 2002. Die Ökozonen der Erde. Eugen Ulmer GmbH & Co, Stuttgart. 372 S.

Schulze, E-D., E. Beck, und K. Müller-Hohenstein. 2005. Plant Ecology. Springer, Berlin. 702 S.

Sefercik, U.G, M. Alkan, C. Atalay, K. Jacobsen, G. Büyüksalih und S. Karakış. 2020. Optimizing the Achievable Information Content Extraction from WorldView‐4 Stereo Imagery. PFG Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation.

Seibert, P. 1996. Farbatlas Südamerika: Landschaften und Vegetation. Ulmer, Stuttgart. 288 S.

Shan, J. C.K. Toth. 2018. Topographic Laser Ranging and Scanning: Principles and Processing. CRC Press: Boca Raton.

Sharma, M.L. 1984. Evapotranspiration from a *Eucalyptus* community. Agricultural Water Management 8:41-56.

Shendryk, I., M. Broicha, M.G. Tulbure und S.V. Alexandrov. 2016. Bottom-up delineation of individual trees from full-waveform airborne laser scans in a structurally complex eucalypt forest. Remote Sensing of Environment 173:69-83.

Sheng, Y., P. Gong und G.S. Biging. 2001. Model-Based Conifer-crown Surface Reconstruction from High-resolution Aerial Images. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 67:957-965.

Sheng, Y., P. Gong und G.S. Biging. 2003. Model-Based Conifer Canopy Surface Reconstruction from Photographic Imagery: Overcoming the Occlusion, Foreshortening, and Edge Effects. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 69:249-258.

Silveira, L., J. Alonso und L. Martínez. 2006. Efecto de las plantaciones forestales sobre el reurso agua en el Uruguay. Agrociencia 10:75-93.

Silveira, L und J. Alonso. 2009. Runoff modifications due to the conversion of natural grasslands to forests in a large basin in Uruguay. Hydrological Processes 23, 320–329.

Silveira, L., A. Schipilov, M. Crisci, J. Alonso, L. Martinez, S. Symonds, und C. Chreties. 2010. Recuperacion de acuiferos en dos microcuencas (pasturas-plantacion de Eucalyptus) del Uruguay. XXIV Congreso Latinoamericano de Hidraulica. Punta del Este, Uruguay. 2010.

Silveira, L. 2011. Efectos de la actividad forestal sobre los recursos suelos y aguas. INIA Serie FPTA 32. Unidad de Comunicación y Transferencia de Tecnología del INIA, Montevideo.

Skovsgaard J.P. und J.K. Vanclay. 2008. Forest site productivity: a review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. International Journal of Forest Research 81:13-31.

Soares, P und M. Tomé. 2002. Height–diameter equation for first rotation eucalypt plantations in Portugal. Forest Ecology and Management 166:99-109.

Soares de Souza, A., dos Santos, J.X. und Souza, D.V. 2017. Modelagem da relação hipsométrica para um povoamento híbrido de Eucalipto na Amazônia brasileira. Biofix 2:44-55.

Solvin, T.M., S. Puliti und A. Steffenrem. 2020. Use of UAV photogrammetric data in forest genetic trials: measuring tree height, growth, and phenology in Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.). Scandinavian Journal of Forest Research 35:322-333.

SPF. 2021. Uruguay Forestal. Sociedad de productores Forestales del Uruguay. Verfügbar unter www.spf.com.uy/uruguay-forestal

SPSS für Windows Ver. 15.0.1.. 2006. IBM SPSS Software Inc.

St-Onge und F. Cavayas. 1997. Automated Forest Structure Mapping from High Resolution Imagery Based on Directional Semivariogram Estimates. Remote Sensing of the Environment 61:82-95.

St-Onge, B., Jumelet, J., Cobello, M. and Véga, C. 2004. Measuring individual tree height using a combination of stereophotogrammetry and lidar. Canadian Journal of Forest Research 34:2122-2130.

St-Onge, B., C. Vega , R. A. Fournier und Y. Hu. 2008. Mapping canopy height using a combination of digital stereo-photogrammetry and lidar. International Journal of Remote Sensing 29:3343-3364.

Stepper, C., C. Straub und H. Pretzsch. 2014a. Assessing height changes in a highly structured forest using regularly acquired aerial image data. Forestry 88:304-316.

Stepper, C., C. Straub und H. Pretzsch. 2014b. Using semi-global matching point clouds to estimate growing stock at the plot and stand levels: application for a broadleafdominated forest in central Europe. Canadian Journal Forest Research 45:111-123.

Stepper, C., C. Straub, H. Pretzsch. 2015. Using semi-global matching point clouds to estimate growing stock at the plot and stand levels: application for a broadleaf-dominated forest in central Europe. Canadian Journal of Forest Research 2015: 111-123.

Stepper, C., C. Straub, B.M. Immitzer und H. Pretzsch. 2017. Using canopy heights from digital aerial photogrammetry to enable spatial transfer of forest attribute models: a case study in central Europe. Scandinavian Journal of Forest Research 32:749-761.

Stone, C., L. Chisholm und N. Coops. 2001. Spectral reflectance of eucalypt foliage damaged by insects. Australian Journal of Botany 49:687-698.

Straub, B.M. 2003a. Automatische Extraktion von Bäumen aus Fernerkundungsdaten. Dissertation Verlag der Bayerischen Akademie der Wissenschaften, München.

Straub, B.M. 2003b. Automatic Extraction of Trees from Aerial Images and Surface Models. ISPRS Archives, Vol. XXXIV, Part 3/W8. München.

Straub, B.M., C. Stepper, R. Seitz und L.T. Waser. 2013a. Potential of UltraCamX stereo images for estimating timber volume and basal area at the plot level in mixed European forests. Canadian Journal of Forest Research, 43:731-741.

Straub, C., J. Tian, R. Seitz und P. Reinartz. 2013b. Assessment of Cartosat-1 and WorldView-2 stereo imagery in combination with a LiDAR-DTM for timber volume estimation in a highly structured forest in Germany. Forestry 86:463-473.

Straub, C. und C. Stepper. 2016. Using Digital Aerial Photogrammetry and the Random Forest Approach to Model Forest Inventory Attributes in Beech- and Spruce-dominated Central European Forests. PFG Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation 3:109-123.

Strîmbu, V.F. und B.M. Strîmbu. 2015. A graph-based segmentation algorithm for tree crown extraction using airborne LiDAR data. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 104:30-43.

Strunk, J.L., P.J. Gould, P. Packalen, D. Gatziolis, D. Greblowska, C. Maki, R.J. McGaughey. 2020. Evaluation of pushbroom DAO relative to frame camera DAP and lidar for forest modeling. Remote Sensing of the Environment 237: 111535.

Su, Y., Q. Guoa, D.L. Fry, B.M. Collins, M. Kelly, J.P. Flanagan und J.J. Battles. 2016. A Vegetation Mapping Strategy for Conifer Forests by Combining Airborne Lidar Data and Aerial Imagery. Canadian Journal of Remote Sensing 42:1-15.

Sumnall, M.J., A. Peduzzib, T.R. Foxa, R.H. Wynneaund V.A. Thomasa. 2016a. Analysis of a lidar voxel-derived vertical profile at the plotand individual tree scales for the estimation of forest canopy layer characteristics. International Journal of Remote Sensing 37:2653-2681.

Sumnall, M.J., R.A. Hill und S.A. Hinsley. 2016b. Comparison of small-footprint discrete return and full waveform airborne lidar data for estimating multiple forest variables. Remote Sensing of Environment 173:214-223.

Swanson, A. und J.F. Weshampel. 2019. Scaling lidar-derived rainforest canopy metrics across a Mesoamerican landscape. International Journal of Remote Sensing.

Taubert, F., R. Fischer, N. Knapp und A. Huth. 2021. Deriving Tree Size Distributions of Tropical Forests from lidar. Remote Sensing 13,131.

Tian, J., T. Schneider, C. Straub, F. Kugler und P. Reinartz. 2017. Exploring digital surface models from nine different sensors for forest monitoring and change detection. Remote Sensing 9:1-26.

Toth, C. und G. G Józków. 2016. Remote sensing platforms and sensors: A survey. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 115:22-36.

Trabucco, A., R.J. Zomer, D.A. Bossio; O.van Straaten und L.V. Verchot. 2008. Climate change mitigation through afforestation/reforestation: A global analysis of hydrologic impacts with four case studies. Agriculture, Ecosystems and Environment 126:81-97.

Treitz, P., K. Lim, M. Woods, D. Pitt, Nesbitt, D und Etheridge, D. 2012. LiDAR Sampling Density for Forest Resource Inventories in Ontario, Canada. Remote Sensing2012, 4:830-848.

Troll, C. 1978. Gedanken und Bemerkungen zur ökologischen Pflanzengeographie. *In*: Lauer, W. H-J Klink. 1978. Pflanzengeographie. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.

Ullah, S., M. Dees, P. Datta, P. Adler und B. Koch. 2018. Comparing Airborne Laser Scanning, and Image-Based Point Clouds by Semi-Global Matching and Enhanced Automatic Terrain Extraction to Estimate Forest Timber Volume. Forests 8, 215.

UNFCCC. 2021. Approved Methodologies for Afforestation and Reforestation Projekts. Verfügbar unter: https://cdm.unfccc.int/methodologies/DB/C9QS5G3CS8FW04MYYXDFOQDPXWM4OE

UNFCCC. 2021a. United Nations Conference on Climate Change. Verfügbar unter: https://unfccc.int/process-and-meetings/the-convention/what-is-the-united-nations-framework-convention-on-climate-change

UNFCCC. 2021b. Kyoto-Protokoll. Verfügbar unter: https://cdm.unfccc.int/about/index.html

UNFCCC, 2021c. *Market Based Mechanisms*. Verfügbar unter: https://unfccc.int/process/the-kyoto-protocol/mechanisms

UNFCCC, 2021d. Report of the Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Kyoto Protocol on its first session, held at Montreal from 28 November to 10 December 2005.

Addendum Part Two: Action taken by the Conference of the Parties serving as the meeting of the Parties to the Kyoto Protocol at its first session. Verfügbar unter: https://cdm.unfccc.int/about/index.html

UNFCCC. 2021e. Project Search. Verfügbar in: https://cdm.unfccc.int/Projects/projsearch.html

UNFCCC. 2021f. Project Search. Verfügbar in: https://cdm.unfccc.int/Projects/DB/BVQI1278956093.58/view

Valbuena, R., Mauro, F., Arjona, F.J., Manzanera, J.A. 2011. Comparing airborne laser scanning-imagery fusion methods based on geometric accuracy in forested areas. Remote Sensing of Environment 115:1942–1954.

Valbuena, R. 2014. Integrating Airborne Laser Scanning with Data from Global Navigation Satellite Systems and Optical Sensors. In: Maltamo, M., E. Næsset und J. Vauhkonen (Hrsg.). Forestry Applications of Airborne Laser Scanning. Springer, Heidelberg.

Vallejos-Barra, O, A. Ibáñez, G.Morás, G. Daniluk-Mosquera und M. Ponce-Donoso. 2020. Biomass of Eucalyptus globulus in young Plantations in Uruguay. 2020. Floresta 50:1798-1807.

Van Hoff, E. 2001. Estado actual del manejo forestal en Uruguay. *In*: Proyecto información y análisis para el manejo forestal sostenible: integrando esfuerzos nacionales en 13 paises tropicales de América Latina. FAO-Unión Europea, Santiago de Chile.

Van Laar, A. und A. Akça. 2007. Forest Mensuration. Springer. Dordrecht, Niederland. 383 S.

Vastaranta, M., M. Holopainen, X. Yu, J. Hyyppä, A. Mäkinen, J. Rasinmäki, T, Melkas, H. Kaartinen und H and H.Hyyppä. 2011. Effects of Individual Tree Detection Error Sources on Forest Management Planning Calculations**.** Remote Sensing 3:1614-1626.

Vastaranta, M., M.A. Wulder, J.C. White, A. Pekkarinen, S. Tuominen, C. Ginzler, V. Kankare, M. Holopainen, J. Hyyppä, H. Hyyppä. 2013. Airborne laser scanning and digital stereo imagery measures of forest structure: comparative results and implications to forest mapping and Inventory update. Canadian Journal of Remote Sensing 39: 382-395.

Vauhkonen, J., I. Korpela, M. Maltamo und T. Tokola. 2010. Imputation of single-tree attributes using airborne laser scanning-based height, Intensity, and alpha shape metrics. Remote Sensing of Environment 114:1263–1276.

Vauhkonen, J., L. Ene, S. Gupta, J. HEinzel, J. Holmgren, J. Pitkänen, S. Solberg, Y. Wang, H. WEinacker, K.M. Hauglin, V. Lien, P. Packalén, T. Gobakken, E. Næsset, T. Tokola und M. Maltamo. 2011a. Comparative testing of single-tree detection algorithms under different types of forest. Forestry 85:27-40.

Vauhkonen, J., L. Methalo und P. Packalen. 2011b. Combining tree height samples produced by airborne laser scanning and stand management records to estimate plot volume in *Eucalyptus* plantations.

Vauhkonen, J., M. Maltamo, R. E. McRoberts und E. Næsset. 2014. introduction to Forestry Applications of Airborne Laser Scanning. In*:* Maltamo, M., E. Næsset und J. Vauhkonen (Hrsg.). Forestry Applications of Airborne Laser Scanning. Springer, Heidelberg.

Véga, C., J.P. Renaud, S. Durrieu und M. Bouvier. 2016. On the interest of penetration depth, canopy area and volume metrics to improve Lidar-based models of forest parameters. Remote Sensing of Environment 175:32-42.

Vo, A-V,. D. F. Laefer und M. Bertolotto. 2016. Airborne laser scanning data storage and indexing:state-of-the-art review. International Journal of Remote Sensing 37:6187-6204.

Von Stackelber, N.O. 2005. Simulation of the hydrologic effects of afforestation in the Tacuarembó river basin, Uruguay. MSc. Thesis. Graduate Faculty of North Carolina State University. Raleigh, North Carolina.

Wack, R., M. Schardt, L. Barrucho, U. Lohr und T. Olivera. 2003. Forest Inventory for Eucalyptus plantations based on airborne laser scanner data. International Archives of Photogrammetry Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Commission III, WG3. 34:40-46.

Wallace, L., A. Lucieer und C. S. Watson. 2014a. Evaluating Tree Detection and Segmentation Routines on Very High Resolution UAV LiDAR Data. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 52:7619-7628.

Wallace, L., R. Musk und A. Lucieer. 2014b. An Assessment of the Repeatability of Automatic Forest Inventory Metrics Derived From UAV-Borne Laser Scanning Data. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 52:7160-7169.

Walter, H. 1968. Die Vegetation der Erde in ökophysiologischer Betrachtung. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 1001 S.

Walter, H. und S.-W. Breckle. 1999. Vegetation und Klimazonen. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 544 S.

Wang, Y. 1998. Principles and applications of structural image matching. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 53:154-165.

Wang, L., P. Gong und G.S. Biging. 2004. Individual Tree-Crown Delineation and Treetop Detection in High-Spatial-Resolution Aerial Imagery. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 70:351-357.

Wang, L. und Diao, C. 2014. Automated Individual Tree Crown Delineation and Treetop Detection with Very High-Resolution Aerial Imagery. In: Wang, G. und Weng, Q. (Hrsg.) Remote Sensing of Natural Resources. CRC Press. Taylor and Francis Group. London.

Wang, L., Y. Xu und Y. Li. 2017. Aerial Lidar Point Cloud Voxelization with its 3D Ground Filtering Application. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 83: 95-107.

Wang, Y., H. Lv., R. Deng und S. Zhuang. 2020. A Comprehensive Survey of Optical Remote Sensing Image Segmentation Methods. Canadian Journal of Remote Sensing 46:501-531.

Waser, L. T., E. Baltsavias, K. Ecker, H. Eisenbeiss, C. Ginzler, M. Küchler, P. Thee und L. Zhang. 2008. High-resolution digital surface models (DSMs) for modelling fractional shrub/tree cover in a mire environment. International Journal of Remote Sensing 29:1261–1276.

Wechsler, S.P. und C.N. Kroll. 2006. Quantifying DEM Uncertainty and Effect on Topographic Parameters. Photogrammetrich Engineering and Remote Sensing 72:10814-1090.

Weinacker, H., B. Koch, U. Heyder 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. Int. Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences Vol. XXXVI 8/W2.

Weischet, W. 1996. Regionale Klimatologie. Teil 1. Die neue Welt. B.G. Teubner, Stuttgart. 468 S.

Weiskittel, A.R., D.W. Hann, J.A. Kershaw Jr., J.K. Vanclay. 2011. Forest Growth and Yield Modeling. John Wiley & Sons, Ltd., West Sussex, UK.

West, P.W. 2009. Tree and Forest Measurement. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.190 S.

West, P.W. 2014. Growing Plantation Forests. Springer International Publishing, Switzerland.

Wilhelmy, H. und W. Rohmeder. 1963. Die La Plata-Länder. Georg Westermann Verlag, Braunschweig. 584 S.

White, J.C., M.A. Wulder, M. Vastaranta, N. Coops, D. Pitt und M. Woods. 2013. The Utility of Image-Based Point Clouds for Forest Inventory: A Comparison with Airborne Laser Scanning. *Forests 4*:518-536.

White, C., C. Stepper, P. Tompalski, N. Coops, N und M. Wulder. 2015. Comparing ALS and image-based point cloud metrics and modelled forest inventory attributesin a complex coastal forest environment. Forests 6:3704-3732.

White, J.C., N.C. Coops, M.A. Wulder, M. Vastaranta, T. Hilker und P. Tompalski. 2016. Remote Sensing Technologies for Enhancing Forest Inventories: A Review. Canadian Journal of Remote Sensing, 42:619-641.

White, J.C., P. Tompalsky, N.C. Coops und M.A. Wulder. 2018. Comparison of airborne laser scanning and digital stereo imagery for characterizing forest canopy gaps in coastal temperate rainforests. Remote Sensing of the Environment 208:1-14.

Whitehead, D. und C.L. Beadle. 2004. Physiological regulation of productivity and water use in Eucalyptus: a review. Forest Ecology and Management. 193:113-140.

Wilson, J.P. 2012. Digital Terrain Modeling. Geomorphology 137:107-121.

Windisch, K., G. Bronner, R. Mansberger und T. Koukal. 2014. Derivation of Dominant Height and Yield Class of Forest Stands by Means of Airborne Remote Sensing Methods. PFG Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation 5:325-338.

Wolf, B-M. und C. Heipke. 2007. Automatic extraction and delineation of single trees from remote sensing data. Machine Vision and Applications 18:317-330.

Wolf, P., B. De Witt, B. Wilkinson. 2014. Elements of Photogrammetry with Applications in GIS (4th Ed.). McGraw-Hill Education, USA.

Wu, J., W. Yao, S. Choi, T. Park und R. B. Myneni. 2015. A Comparative Study of Predicting DBH and Stem Volume of Individual Trees in a Temperate Forest Using Airborne Waveform LiDAR. Geoscience and Remote Sensing Letters 12:2267-2271.

Wu, Z., D. Dye, J. Vogel und B. Middleton. 2016. Estimating Forest and Woodland Aboveground Biomass Using Active and Passive Remote Sensing. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 82: 271-281.

Wulder, M.A., K.O. Niemann, D.G. Goodenough. 2000. Local maximum filtering for the extraction of tree locations and basal area from high spatial resolution imagery. Remote Sensing of Environment 73: 103-114.

Wulder, M.A., J.C. White, K.O. Niemann, und T.A. Nelson. 2004. Comparison of airborne and satellite high spatial resolution data for the identification of individual trees with local maxima filtering. International Journal of Remote Sensing 25: 2225-2232.

Xiao, C., R. Qin, X. Huang und J. Li. 2018. Individual Tree Detection from Multi-View Satellite Images. International Geoscience and Remote Sensing Symposium, Valencia.

Xuegang, M., Z Lianga und W. Fana. 2020. Object-Oriented Automatic Identification of Forest Gaps Using Digital Orthophoto Maps and LiDAR Data. Canadian Journal of Remote Sensing 46:177-192.

Yan, W.Y., K. van Ewijk, P. Treitz und A. Shaker. 2020. Effects of radiometric correction on cover type and spatial resolution for modeling plot level forest attributes using multispectral airborne LiDAR data. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 169:152-165.

Yang, B., R. Huang, Z. Dong., Y. Zang und J. Li. 2016. Two-step adaptive extraction method for ground points and breaklines from lidar point clouds. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 119:373–389.

Yao, W., Krzystek , P. und Heurich, M. 2012. Tree species classification and estimation of stem volume and DBH based on single tree extraction by exploiting airborne full-waveform LiDAR data. Remote Sensing of Environment 123: 368–380.

Yavari, S., M.J.V. Zoej, M.R. Sahebi und M. Mokhtarzade. 2016. A Novel Automatic Structural Linear Feature-based Matching Method Based on New Concepts of Mathematically-Generated-Points and Lines. Photogrammetric Engineering & Remote Sensing 82:365-376.

Yin, D. und L. Wang. 2019. Individual mangrove tree measurement using UAV-based LiDAR data: Possibilities and challenges. Remote Sensing of Environment 223:34-49.

Yu, X., J. Hyppä, M. Holopanien und M. Vastaranta. 2010. Comparison of Area-Based and Individual Tree-Based Methods for Predicting Plot-Level Forest Attributes. Remote Sensing 2:1481-1495.

Yu, X, J. Hyyppä, M.Karjalainen, K. Nurminen, K. Karila, M. Vastaranta, V. Kankare, H. Kaartinen, M. Holopainen, E. Honkavaara, A. Kukko, A. Jaakkola, X. Liang, Y. Wang, H. Hyyppä und M. Katoh. 2015. Comparison of Laser and Stereo Optical, SAR and InSAR Point Clouds from Air- and Space-Borne Sources in the Retrieval of Forest Inventory Attributes. Remote Sensing7: 15933-15954.

Zagalikis, G., A. D. Cameron, D. R. Miller. 2005. The application of digital photogrammetry and image analysis techniques to derive tree and stand characteristics. Canadian Journal of Forest Research 35:1224-1237.

Zhang, L., 1997. Cross-validation of non-linear growth functions for modelling tree height- diameter relationships. Annals of Botany 79:251-257.

Zhang, L., W.R. Dawes und G.R. Walker. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changesat catchment scale. *Water Resources Research* 37(3):701-708.

Zhang, L. und C.S. Fraser. 2008. Generation of Digital Surface Model from High Resolution Satellite Imagery. In: The International Archives of Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences 37:B1.

Zhang, W., L.J. Quackenbusch, J. Im und L. Zhang. 2012. Indicators for separating undesirable and well-delineated tree crowns in high spatial resolution images. International Journal of Remote Sensing 33:5451-5472.

Zhao, X., Y. Su., W. Li., T. Hu, J. Liu. und Q. Guo. 2018. A comparison of LiDAR Filtering Algorithms in Vegetated Mountain Areas. Canadian Journal of Remote Sensing 44:287-298.

Zhen, Z. L.J. Quackenbush und L. Zhang. 2016. Trends in Automatic Individual Tree Crown Detection and Delineation—Evolution of LiDAR Data. Remote Sensing *8*(4), 333.

Ich versichere an Eides Statt, dass die Dissertation von mir selbständig und ohne unzulässige fremde Hilfe unter Beachtung der „Grundsätze zur Sicherung guter wissenschaftlicher Praxis an der Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf“ erstellt worden ist