

ZÜRCHER HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE WISSENSCHAFTEN
DEPARTEMENT LIFE SCIENCES UND FACILITY MANAGEMENT
INSTITUT UMWELT UND NATÜRLICHE RESSOURCEN

**BEURTEILUNG DES NATURSCHUTZWERTES UND DER STABILITÄT
ZWEIER MARTELOSKOPFLÄCHEN IM SUBALPINEN GEBIRGSWALD**



von

Morgenthaler Roger

Bachelorstudiengang 2013

Abgabedatum 22. Dezember 2016

Studienrichtung Umweltingenieurwesen

Fachkorrektoren:

Bucher Hansueli, Eidg. dipl. Forsting. ETH

ibW Höhere Fachschule Südostschweiz, Bovel, 7304 Maienfeld

Dr. Bebi Peter

WSL Institut für Schnee und Lawinenforschung SLF, Flüelastrasse 11, 7260 Davos

Impressum

Schlagworte: Gebirgswald, Stabilität, Naturschutzwert, Mikrohabitate, Totholz

Keywords: xxxx, xxxx, xxxx, xxxx

Zitiervorschlag:

Autor: Roger Morgenthaler
Werdenbergstrasse 36
9470 Buchs
r.morgenthaler87@gmail.com

Herausgeber: Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften
Life Sciences und Facility Management
Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen
Grüntal, 8820 Wädenswil

Abstract

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	9
2	Theorieteil	11
2.1	Einführung wichtiger Begriffe.....	11
2.2	Besonderheiten der Gebirgswälder	16
2.2.1	Standörtliche Besonderheiten	17
2.2.2	Anpassungen der Bäume.....	18
2.2.3	Gebirgswälder als Kohlestoffspeicher	19
2.3	Biodiversität im Gebirgswald	19
2.4	Mikrohabitate.....	20
2.5	Bedeutung Totholz	22
2.6	Schutzwald.....	24
2.6.1	Stabilitätsträger	25
2.6.2	Stabilität im Gebirgswald.....	25
2.7	Beziehung Schutzwald und Biodiversität	26
2.8	Untersuchungsgebiete	27
2.8.1	Dischma, Davos (GR)	27
2.8.2	Spegnas, Rona (GR).....	28
3	Material & Methoden	29
3.1	Bereits vorhandene Daten der beiden Marteloskopflächen	29
3.2	Aufnahmekonzept Einzelbaumstabilität in Dischma	29
3.3	Aufnahmekonzept Mikrohabitate in Spegnas	31
3.4	Aufnahmekonzept Totholz in beiden Flächen.....	32
3.4.1	Aufnahme liegendes Totholz	32
3.4.2	Aufnahme stehendes Totholz.....	33

3.4.3	Aufnahme Wurzelstöcke	33
3.4.4	Aufnahme Wurzelteller	34
3.5	Datenanalyse	34
4	Ergebnisse	35
4.1	Einzelbaumstabilität	35
4.1.1	Verteilung der Klassen pro Beurteilungspunkt.....	37
4.1.2	Unterschiede nach Baumart	42
4.1.3	Unterschiede nach BHD.....	43
4.1.4	Stabilität Bestand	44
4.2	Mikrohabitate.....	45
4.2.1	Ökologischer Wert der beiden Flächen	47
4.2.2	Verhältnis zwischen Anzahl Mikrohabite und ökologischem Wert.....	47
4.2.3	Einfluss der Stammzahlen auf die Anzahl Mikrohabite	47
4.2.4	Einfluss des BHD auf die Anzahl Mikrohabite.....	48
4.3	Totholz	48
4.3.1	Liegendes Totholz.....	49
4.3.2	Stehendes Totholz	51
4.3.3	Wurzelstöcke	53
4.3.4	Wurzelteller	55
4.4	BHD Klassen, Vorrat und Stammzahlen.....	55
5	Diskussion.....	58
5.1	Einzelbaumstabilität	58
5.1.1	Unterschiede bei den Beurteilungsklassen.....	58
5.1.2	Einfluss der Baumarten auf die Stabilität.....	59
5.1.3	Weitere relevante Punkte für die Stabilität.....	60

5.1.4	Diskussion der Methode.....	60
5.2	Mikrohabitate.....	62
5.2.1	Ökologischer Wert.....	63
5.2.2	Einfluss des BHD auf die Anzahl Mikrohabitate.....	63
5.2.3	Diskussion der Methode.....	63
5.3	Totholz.....	64
5.3.1	Liegendes Totholz.....	65
5.3.2	Stehendes Totholz.....	66
5.3.3	Wurzelstöcke.....	66
5.3.4	Wurzelteller.....	68
5.4	Waldstabilität.....	68
5.5	Naturschutzwert.....	69
5.6	Synergien und Trade-offs zwischen Naturschutzwert und Stabilität.....	70
5.6.1	Synergien.....	70
5.6.2	Trade-offs.....	70
6	Schlussfolgerungen.....	72
7	Literaturverzeichnis.....	75

Danksagung

Liste der Abkürzungen

BHD

1 Einleitung

Die Gebirgswälder der Schweiz erfüllen viele Funktionen und müssen diversen Ansprüchen gerecht werden. Erholung, Rohstoff, oder Ästhetik sind nur einige davon (Schwitter, 2013). Ausserdem spielen die alpinen Wälder eine zentrale Rolle für die Biodiversität und den Schutz der Bevölkerung vor Naturgefahren (Schwitter, 2013). Für die Forstwirtschaft stellt sich dabei immer wieder die Frage nach den Zusammenhängen und der gegenseitigen Beeinflussung des Naturschutzwertes und der Wirkung als Schutzwald.

Um diese Interaktionen im Gebirgswald besser zu verstehen, sollen im Rahmen dieser Bachelorarbeit zwei bestehende Marteloskope genauer betrachtet werden. Dabei soll untersucht werden, ob ein ökologisch wertvoller Gebirgswald gleichzeitig ein stabiler Schutzwald sein kann, oder ob sich diese beiden Ziele der heutigen Forstwirtschaft beissen. Um den ökologischen Wert des Waldes zu eruieren, sollen die vorhandenen Mikrohabitate und das stehende, sowie liegende Totholz erfasst werden.

Der Schutzwald kann aufgrund seiner zentralen Rolle in der Schweiz mit ihren Alpentälern und steilen Lagen als ein sehr gut untersuchtes Objekt betrachtet werden. Seit vielen Jahrzehnten steht er mit im Zentrum der hiesigen Forstwissenschaften. Weniger untersucht, sind jedoch seine Wechselwirkungen mit dem Naturschutz. Auch die Biodiversität ist heute wohl sehr gut untersucht und es wird eine Vielzahl von Studien durchgeführt. Immer häufiger kommt dabei der Ansatz der Erfassung von Habitatsstrukturen anstelle von Artenzahlen zum Einsatz. Diese Methode ist einfach und kostengünstig durchzuführen und korreliert relativ gut mit der aktuellen Biodiversität (Winter & Möller, 2008). Über die Bedeutung solcher Mikrohabitate in den Gebirgswälder ist aber immer noch wenig bekannt.

Beide Untersuchungsgebiete liegen in der subalpinen Höhenstufe (rund 1700 m ü. M.) im Kanton Graubünden und weisen eine Nord-Ost-Exposition auf. Wesentlich unterscheiden sich die beiden Flächen jedoch aufgrund ihrer bisherigen Bewirtschaftungsweise. Während die Fläche in Rona als Wirtschaftswald bewirtschaftet wird, weist diejenige in Davos deutlich mehr Naturwaldcharakter auf. So unterscheiden sich die beiden Waldstücke auf den ersten Blick stark in ihrer Dichte, Struktur, Vorrat, Totholzanteil usw. Ziel dieser Arbeit ist es, (1) verschiedene Merkmale zur Abschätzung des Naturschutzwertes und der Stabilität in zwei subalpinen Marteloskopflächen zu erfassen und (2) daraus Synergien und Trade-offs zwischen den verschiedenen Waldfunktionen abzuleiten. Dabei soll mit dem Stabilitätskonzept der Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebens-

wissenschaften HAFL (Caflisch, 2014), der Erhebungsmethode für liegendes Totholz in Naturwaldreservaten (Brang & Robin, 2009) sowie der Erfassung der Mikrohabitate gemäss European Forest Institute (Kraus, et al., 2016) gearbeitet werden.

Für die Erfassung der relevanten Parameter wurden folgende Aufnahmekonzepte im Feld angewendet:

- Erfassung der Mikrohabitate (für Marteloskop in Dischma bereits vorhanden)
- Erfassung Einzelbaumstabilität (für Marteloskop in Spegnas bereits vorhanden)
- Erfassung Totholzanteil/-menge (Volumen, Dimension, Zustand)

Im Zusammenhang mit dieser Zielsetzung werden folgende Forschungsfragen bearbeitet:

- Wie unterscheiden sich die beiden Marteloskopflächen bezüglich verschiedenen Kriterien und Kennzahlen, welche für die Biodiversität und Stabilität von Gebirgswäldern wichtig sind?
- Welche Trade-offs und Synergien zwischen dem Naturschutzwert und der Stabilität der beiden Flächen werden erkannt?
- Inwiefern hat die Bewirtschaftung der beiden Flächen einen Einfluss auf die Resultate?
- Was ist die Bedeutung der Mikrohabitate für die Bewertung des Naturschutzwertes in den beiden Marteloskopen?
- Als wie praktisch erweist sich die Erhebung der Stabilität mittels dem Konzept der HAFL und welche Optimierungsvorschläge lassen sich ableiten?

2 Theorieteil

In diesem Abschnitt der Arbeit soll eine theoretische Einführung in das Umfeld der vorliegenden Arbeit und ihrer Fragestellungen gegeben werden. Die verwendete Literatur soll eine Übersicht über den Stand des Wissens und die Bedeutung der untersuchten Parameter liefern. Ebenfalls werden wichtige Begriffe, welche immer wieder auftauchen, erläutert.

2.1 Einführung wichtiger Begriffe

Ökosystemdienstleistungen

Unter Ökosystemdienstleistungen versteht man den Nutzen, welchen die Bevölkerung aus den Ökosystemen zieht. Dazu gehören unter anderem die Nahrungsmittel- und Frischwasserproduktion aber auch immaterielle Nutzen wie Erholungs- und Inspirationsräume, sowie regulierende Nutzen wie die Regulation des Klimas oder den Schutz vor Naturgefahren. (Millennium Ecosystem Assessment, 2005)

Zwischen den verschiedenen Ökosystemdienstleistungen kann es zu Interaktion kommen, in welchen eine Veränderung in einem Ökosystem ein anderes positiv oder negativ beeinflusst. Dadurch kommt es bei der gezielten Bewirtschaftung für die Verbesserung eines Ökosystems immer wieder zu negativen Folgen für andere. (Bennett, Peterson, & Gordon, 2009)

Trade-offs

Unter Trade-offs versteht man Situationen, in welchen ein System zunimmt oder profitiert, während ein anderes abnimmt oder darunter leidet. Grund dafür kann eine simultane Reaktion auf den gleichen Treiber oder eine echte Interaktion der Ökosysteme sein. (Bennett, Peterson, & Gordon, 2009)

Synergien

Reagieren beide Systeme auf eine Veränderung gleich, also mit einer Zunahme oder Abnahme, spricht man von einer Synergie. Die Gründe dafür sind identisch mit jenen des Trade-offs. (Bennett, Peterson, & Gordon, 2009)

Stabilität

Grimm und Wissel (1997) fanden für den Begriff "Stabilität" in der Ökologie 163 verschiedene Definitionen und 70 verschiedene Stabilitätskonzepte. Daher erscheint es wichtig, Klarheit über den in dieser Arbeit verwendeten Begriff der Stabilität zu erhalten.

Gem. Ott et al. (1997) gelten Schutzwälder dann als stabil, wenn sie einen ununterbrochenen Fortbestand der Waldbestockung gewährleisten, mit einem minimalen Risiko für schutzwaldgefährdende bzw. grossflächige Entwaldungen. Dazu benötigt es standfeste, widerstandsfähige Bäume, Baum- und Bestandeskollektive, sowie Wälder, welche sich kontinuierlich Verjüngen können.

Ebenfalls kann unter Stabilität eine rein mechanische Funktion verstanden werden. Für die mechanische Stabilität gilt:

- Sie ist relativ und daher das Resultat aus dem Verhältnis von Belastung und Belastbarkeit.
- Sie ist standortbedingt. Es treten je nach Standort unterschiedliche Belastungen auf. Auf der anderen Seite prägt jeder Standort die Belastbarkeit der dort wachsenden Bäume.

Relevant ist auch die "ökologische Stabilität", also die Frage, ob – und wenn, in welchem Ausmass – Waldökosysteme eine Beständigkeit im Hinblick auf ihre ökologische Funktion aufweisen. Diese Stabilität ist dann erreicht, wenn ein "Fließgleichgewicht" erreicht ist und auf den ersten Blick auf längere Zeit keine Veränderungen erkennbar sind. Natürlich laufen auch in diesem Waldzustand ständig Prozesse wie Verschiebung der Artenzahl, Stoffflüsse oder die Einwirkung von Tieren ab. Diese drängen das System aber nicht in eine andere Richtung (Sukzession). (Bartsch & Röhrig, 2016)

Im Rahmen dieser Arbeit wird der Begriff der Stabilität, falls nicht explizit anders ausgeführt, im Sinne der ununterbrochenen Waldbestockung und somit der Gewährleistung der Schutzwaldwirkung gem. Ott et al. (1997) verstanden. Die angewendete Methode von Caffisch (2014) dagegen untersucht nur die Standhaftigkeit einzelner Bäume oder des ganzen Beständen gegenüber abiotischen Einwirkungen (Umweltfaktoren), also der mechanischen Stabilität.

Resistenz

Unter Resistenz wird die Stabilität eines Baumes oder Bestandes gegenüber Störungen verstanden und stellt normalerweise die erste Reaktion eines Ökosystems auf Störungen dar (Bartsch & Röhrig, 2016). Als Störungsresistenz kann somit die Fähigkeit eines Waldes eine bestimmte Störung ohne Veränderung zu überstehen erachtet werden (Brang, Schönenberger, Bachofen, Zingg, & Wehrli, 2004).

Elastizität

Als Elastizität wird oft die Geschwindigkeit verstanden, mit der ein Wald nach einer Störung wieder in den "Ausgangszustand" zurückkehrt. Im Gegensatz zur Resilienz spielt die Zeit hier eine

wichtige Rolle und nicht nur die allgemeine Fähigkeit der Wiederbewaldung. (Brang, Schönenberger, Bachofen, Zingg, & Wehrli, 2004)

Resilienz

Allgemein versteht man unter Resilienz die Fähigkeit eines Systems gestört zu werden, ohne sich dadurch in einen anderen Zustand mit anderen Prozessen zu verändern. Dieser Ausgangszustand kann allerdings sehr breit definiert werden (Baumgrössen, Bestandesstruktur, Waldgesellschaft, usw.). Durch diese breite Definition ist es offensichtlich, dass der Begriff unterschiedlich verstanden werden kann und somit auch das Verhalten eines Systems bei Umweltveränderungen. Je breiter das Verständnis, was in einem System als normal oder akzeptabel betrachtet wird, desto grösser empfindet man dessen Resilienz. (Kulakowski, Svoboda, & Bebi, 2016)

Früher wurde unter Resilienz die Fähigkeit eines Ökosystems verstanden, nach einer Störung durch Regulation zur Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes zu gelangen. Dieser Prozess wird meist durch die Sukzession realisiert (Bartsch & Röhrig, 2016). Resilienz wurde ebenfalls definiert als die Zeitdauer des Elastizitätsprozesses (Scherzinger, 1996). Dies macht jedoch wenig Sinn, da der Wald nach heutigen Erkenntnissen ein sich ständig veränderndes Ökosystem ist und sich daher nach einer Störung nicht zwingend seinen Ursprungszustand erreichen muss. Im Zusammenhang mit dem Schutzwaldmanagement kann unter Resilienz die Anpassungs- und Regenerationsfähigkeit des System Schutzwald im Falle von Schadenereignissen wie natürliche Störungen verstanden werden (mündliche Aussage P. Bebi).

Sukzession

Unter Sukzession werden durch lokal oder regional wirkende Ereignisse ausgelöste, gerichtete Veränderungen von Strukturen, Artzusammensetzungen und Funktionen in Ökosystemen in einem Zeitablauf verstanden. Dabei wird zwischen primärer (auf unbesiedelten Flächen) und sekundärer (bereits irgendwie bewachsene Standorte) Sukzession unterschieden. (Bartsch & Röhrig, 2016)

Aus der Abbildung 1 wird die idealisierte Sukzession der Waldentwicklung dargestellt. Diese läuft ohne Störung in der Regel von der Entwicklung krautiger Pflanzen, über Sträucher und Laubgehölze hin zu Nadelgehölzen ab (Scherzinger, 1996). Natürlich verläuft die Sukzession in Wirklichkeit und vor allem in den Gebirgswäldern oft sehr unterschiedlich ab. Ausserdem ignoriert die Grafik den Totholzaspekt komplett. Mit zunehmendem Alter eines Bestandes und dadurch das Erreichen des Zerfallstadiums nimmt der Totholzanteil stark zu.

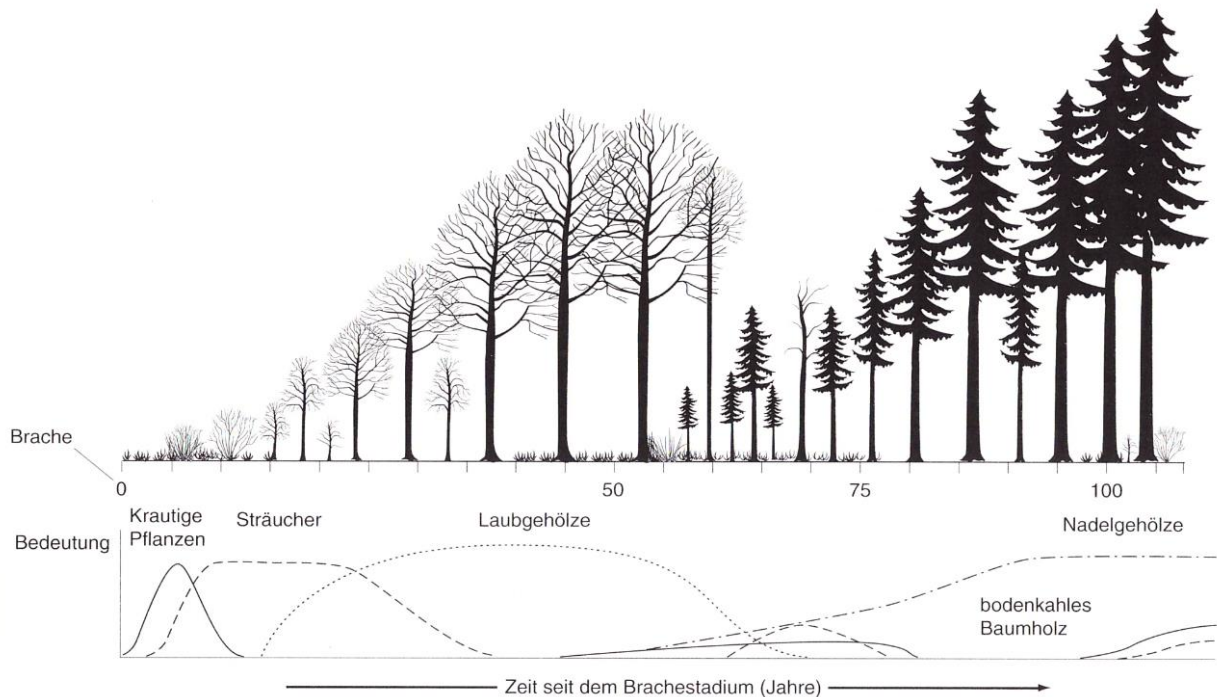


Abbildung 1: Idealisiertes Sukzessionsmodell für die Waldentwicklung. Die Realität ist vielgestaltiger und komplexer, da die Phasen meist ineinander verschachtelt sind. Ausserdem wird in dieser Grafik der Tothholzaspekt komplett ignoriert. (nach Kimmins, 1987 aus Scherzinger, 1996)

Betrachtet man die Sukzession in Gebirgswäldern, weicht diese oft stark von diesem Idealbild ab. Hauptgrund dafür sind neben diversen Störungen durch Naturereignisse vor allem die oft schwierigen Umweltbedingungen (vgl. Kapitel 2.2.1 Standörtliche Besonderheiten), welche teilweise sehr heterogen über den Raum verteilt sein können und somit zu einem Mosaik unterschiedlicher Voraussetzungen führen. Dadurch entstehen Bestände, welche sich kaum grossflächig homogen gleich entwickeln (vgl. Abbildung 2).

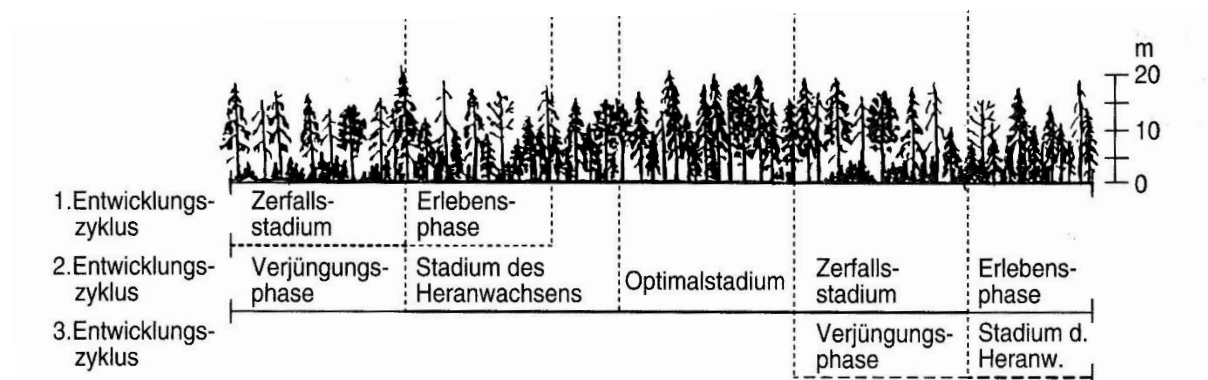


Abbildung 2: Generationswechsel und Überlappung der Entwicklungszyklen im Fichtenurwald der Karpaten, dargestellt durch Veränderungen der Bestandesstruktur und des Vorrates. (Korpel, 1995)

In der Realität durchläuft ein Wald während der Sukzession verschiedene Stufen und oft in einem mehr oder weniger geschlossenen Kreislauf. Auf die Verjüngungsphase folgt die Jugendphase, dann die Optimalphase, weiter die Alters- und Zerfallsphase. Im Optimalfall beginnt dann alles wieder von vorne (vgl. Abbildung 3). Es kann aber auch zu Abweichungen in diesem Kreislauf kommen. Dies ist zum Beispiel der Fall beim totalen Waldzerfall oder aufgrund langer Initialphasen für die Verjüngung durch extreme Bedingungen. Diese Prozesse gilt es im Zusammenhang mit dem Schutzwaldmanagement zu verhindern (vgl. dazu Kapitel 2.6 Schutzwald). In der Schutzwaldbewirtschaftung wird versucht, entweder immer in einer Plenterphase zu bleiben oder aber mindestens die Zerfallsphase zu vermeiden. Nur dadurch kann der Wald als mehr oder weniger geschlossener Bestand seine Schutzwirkung wahrnehmen. Im anzustrebenden Gebirgsplenterwald treten verschiedene Entwicklungsstufen nebeneinander auf. Dabei ist der Bestandaufbau nicht durchgehend stufig, sondern eher aufgelöst und unregelmässig mehrstufig (Frehner, Wasser, & Schwitter, 2005). Bei der Plenterung wird im Idealfall bei einem Eingriff sowohl die Ausformung der Struktur als auch die Förderung der Verjüngung berücksichtigt (Schwitter, 2013). Auch die Forscher Bachofen und Zingg (2005) streichen die Bedeutung der Gebirgswaldplenterung für stabile Schutzwälder heraus.

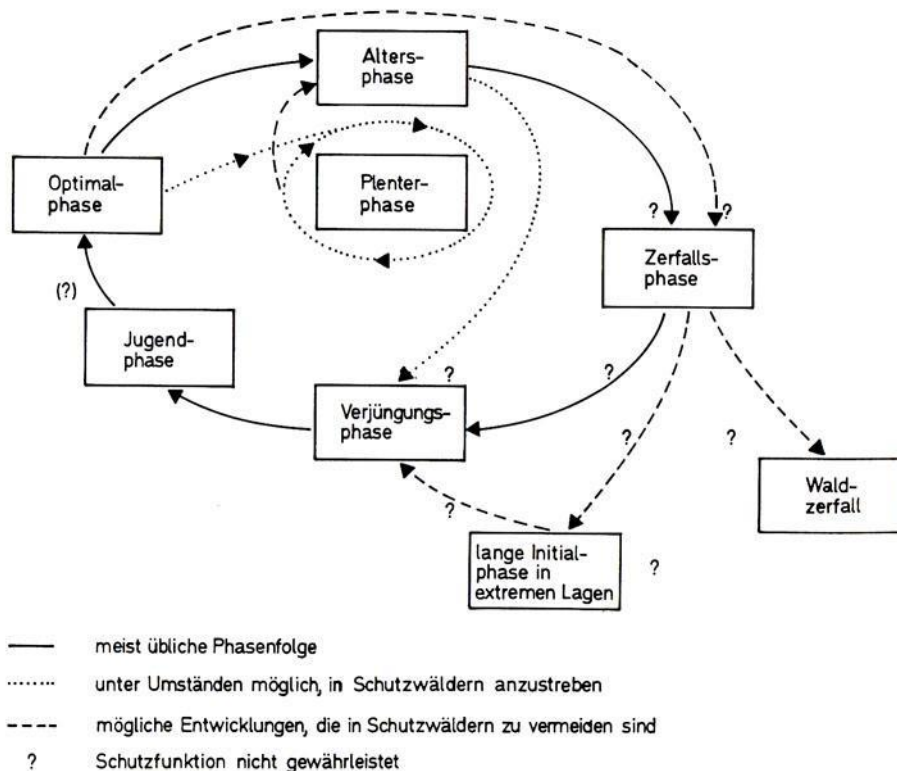


Abbildung 3: Dynamik im Gebirgswald (Mayer & Ott, 1991) aus (Langenegger, 1984)

Eigenschaften Baum, Phänotyp

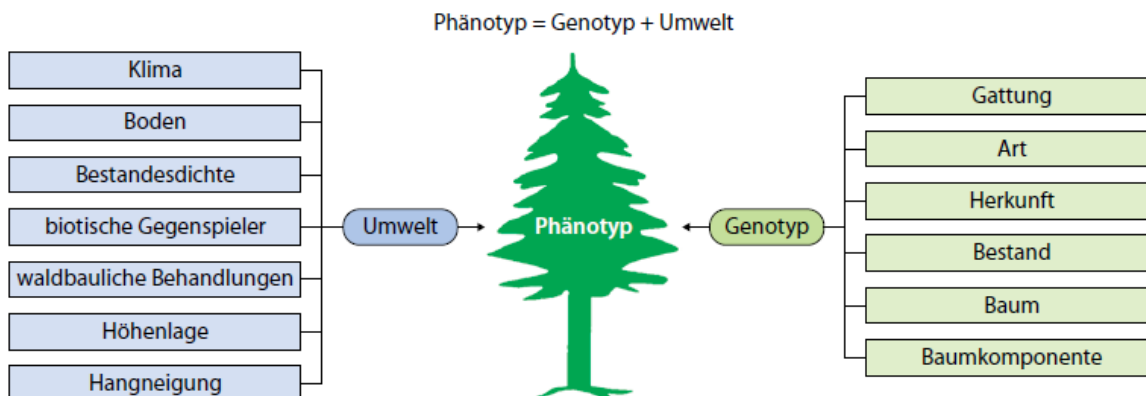


Abbildung 4: Umwelteinflüsse und genetische Faktoren bestimmen den Phänotyp eines Baumes. (White, Adams, & Neale, 2007)

Das Erscheinungsbild eines Baumes (Phänotyp) ist die Ausprägung der genetischen Konstitution unter dem Einfluss der Umweltbedingungen (vgl. Abbildung 4), ist also das Ergebnis der genetischen Information (Genotyp), Umwelteinflüssen und dem Zusammenwirken dieser beiden Faktoren. Dabei gibt es Merkmale, welche eher genetisch veranlagt sind (z.B. Blatt- und Stammform) und solche, welche eher durch die Umweltbedingungen gesteuert werden (Kronenform, Wurzelentwicklung). Aus dem Zusammenspiel dieser beiden Faktoren entstehen konkurrenzschwächere und –stärkere Bäume und dadurch Evolution aufgrund natürlicher Selektion. (Bartsch & Röhrig, 2016)

Bestand

Aus den einzelnen Individuen und ihrem Phänotyp ergibt sich eine Gruppe (Bestand), in welchem jeder Baum eine spezifische soziale Stellung hat. So gibt es Bäume, welche vorherrschen oder beherrscht werden. Für die Klassifizierung ist hauptsächlich die Form der Krone massgeblich. Ebenfalls spielt die Höhe im Vergleich zum Nachbar eine Rolle. (Bartsch & Röhrig, 2016)

Im Bestand werden normalerweise Waldteile zusammengefasst, welche sich aufgrund ihrer Form, Alter oder Baumart von anderen Waldteilen unterscheiden lassen. In der Forstwirtschaft ist der Bestand der kleinste Handlungsraum und dient der Erstellung von Bewirtschaftungsplänen.

Quelle Das Kosmos Lexikon

2.2 Besonderheiten der Gebirgswälder

Die Wälder in der subalpiner Stufe (je nach Region zwischen 1400 und 2000 m ü. M.) unterscheiden sich stark von den Wäldern in tieferen Lagen. Diese Stufe ist bereits der obere Grenzbereich des Waldes und die Lebensbedingungen für die Bäume hart. Eine nachhaltige Bewirtschaftung

und Sicherstellung der Schutzfunktion vieler Gebirgswälder ist nur möglich, wenn man sich dieser Unterschiede bewusst ist. (Ott, Frehner, Frey, & Lüscher, 1997)

2.2.1 Standörtliche Besonderheiten

Folgende standörtliche Besonderheiten gelten für die Wälder in der subalpinen Stufe und stellen für die Bäume eine grosse Herausforderung dar:

Mangel an Wärme

Ohne Wärme gibt es kein Wachstum, denn Bäume brauchen Wärme zur Bildung von Knospen, Nadeln, Wurzeln, Zweigen und Stämmen. Diese ist in den Wäldern der subalpinen Stufe oft limitierend und u.a. verantwortlich für die Bildung der Waldgrenze. Die Fichten- und Lärchenverjüngung ist in der subalpinen Höhenstufe auf direktes Sonnenlicht angewiesen. Im Gegensatz dazu reicht in tieferen Lagen bereits diffuses Licht aus. (Ott, Frehner, Frey, & Lüscher, 1997)

Hohe und langandauernde Schneedecken

In den Bergen liegt oft viel und lange Schnee. Dies kann für die Verjüngung durch den dadurch auftretenden Schneepilz problematisch sein. Dieser bedroht die jungen Bäume, wenn sie bis in den Frühling hinein in den Schnee eingepackt sind. Ausserdem wirken sich die Bewegungen und der Druck der Schneedecke negativ aus. Bis ein junger Baum die kritische Höhe überragen kann können viele Jahrzehnte vergehen. (Ott, Frehner, Frey, & Lüscher, 1997)

Sonneneinstrahlung

Die Sonneneinstrahlung ist im Gebirge deutlich stärker als in tieferen Lagen. Eine zu starke Einstrahlung kann zu Überhitzungsschäden an Keimlingen und Sämlingen führen. Dieser Effekt wird an sonnenexponierten Hängen und durch die dunkle Nadelstreu- und Moderauflage, welche viel Wärme aufnehmen, noch verstärkt. (Ott, Frehner, Frey, & Lüscher, 1997)

Weitere hemmende Bedingungen sind die trockene Luft in den Bergen, welche sehr wenig Luftfeuchtigkeit enthalten kann, Stürme und Borkenkäfer die den Beständen zu schaffen machen können, die verlangsamte Zersetzung der Nadelstreu und die dadurch entstehenden mächtigen Moder- und Rohhumusaufgaben, sowie die üppig wuchernde Bodenvegetation, welche sich in Bestandeslücken breit machen kann. (Ott, Frehner, Frey, & Lüscher, 1997)

2.2.2 Anpassungen der Bäume

Die Bäume (vor allem Nadelbäume) haben sich über eine lange Zeit evolutiv an die obengenannten harschen Bedingungen im Gebirge angepasst und können daher in dieser feindlichen Umgebung trotzdem existieren. In der subalpinen Stufe wachsen die Bäume in den ersten Jahrzehnten ihres Lebens oft sehr langsam. Die Fichte kann bei ungünstigen Bedingungen mehr als 50 Jahre benötigen um Brusthöhe zu erreichen. Wächst sie jedoch frei auf, ist sie innert wenigen Jahren bereits ein hoher Baum. Erst wenn sie ein gut ausgebildetes Wurzelwerk besitzt, wächst der Baum rascher in die Höhe. Konkurriert sie sich jedoch mit anderen Bäumen um Licht, wächst sie rasch in die Höhe und bildet erst dann ein starkes Wurzelwerk aus. Die noch kleinen Bäume sind gegenüber mechanischen Belastungen weniger empfindlich, da ihre Stämme noch elastisch und mit Ersatzknospen ausgerüstet sind. Haben die Bäume die kritischen Jahre überstanden, können sie ein hohes Alter von bis zu 300 Jahren erreichen. (Ott, Frehner, Frey, & Lüscher, 1997)

Eine weitere Folge der Anpassung an die Bedingungen in der subalpinen Stufe ist die horizontale Bestandesgliederung. So sind oft unregelmässige, rottenförmige Anordnungen der Bäume ersichtlich. Dies ist das Resultat der nadelwaldfeindlichen Kleinstandorte, welche die Verjüngung an ungünstigen Stellen verhindert haben. Dadurch entstehen Bestandeslücken und das Kronendach ist nicht geschlossen. Am Rande dieser Lücken behalten die Bäume ihre vollen Kronen und bilden dadurch innere, grüne Waldränder. Diese Gruppen können innerhalb eine grosse Variabilität des Alters der einzelnen Bäume aufweisen. Diese typische Bestandesgliederung macht den subalpinen Nadelwald widerstandsfähig und dauerhaft. Abbildung 5 zeigt ein idealisiertes Bestandesprofil für einen rottenförmigen subalpinen Fichtenwald. (Ott, Frehner, Frey, & Lüscher, 1997)

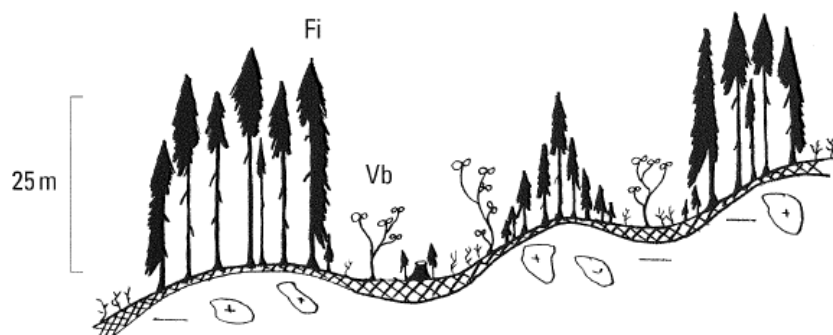


Abbildung 5: Idealisiertes Bestandesprofil eines rottenförmigen subalpinen Fichtenwaldes. Fi = Fichte, Vb = Vogelbeere. (Ott, Frehner, Frey, & Lüscher, 1997)

2.2.3 Gebirgswälder als Kohlestoffspeicher

Eine weitere wichtige Funktion erfüllen die Gebirgswälder bei der langfristigen Speicherung von Kohlestoff (C). Alte Bestände weisen dabei ein besonders hohes Potential als Kohlestoffspeicher auf, da in der Alters- und Zerfallsphase beinahe doppelt so viel C gespeichert wird wie in den ersten Phasen. Gebirgswälder können durch die langsame Zersetzung aufgrund der kalten und nassen Bedingungen bedeutend mehr C speichern als Wälder in tieferen Zonen. (Jacob, et al., 2013)

2.3 Biodiversität im Gebirgswald

Wälder geniessen für die Erhaltung der Biodiversität in der Schweiz eine besondere Stellung, da sie mit 31% der Landesfläche den grössten naturnahen Lebensraum in unserem Land ausmachen (Brändli U. , 2010). Dabei bieten sie für rund die Hälfte der rund 3'600 National prioritären Arten einen Lebensraum (Imesch, Stadler, Bolliger , & Schneider O, 2015). Ungefähr 40% aller Arten, welche in der Schweiz vorkommen (64'000), leben im oder vom Wald (Rigling & Schaffer, 2015).

Bollmann (2011) definiert ganz allgemein Habitatkontinuität, die standörtliche und nutzungsbedingte Vielfalt und die natürliche Dynamik als wesentliche Voraussetzungen für die biologische Vielfalt im Wald. Auch McElhinny et al. (2005) weisen auf einen wahrscheinlich positiven Zusammenhang zwischen der allgemeinen Strukturvielfalt eines Waldbestandes und der Artenvielfalt hin. Je besser strukturiert ein Waldbestand, umso grösser ist die Biodiversität.

Gemäss Franklin (1981) kann die Biodiversität im Wald mittels dreier Attribute definiert werden: Komposition, Funktion und Struktur. Wendet man diese Definition der Biodiversität auf der Ebene eines Waldbestandes an, was gleichzeitig die operationelle Ebene der Forstwirtschaft und somit dieser Arbeit ist, so kann man unter Komposition z. B. die Artenvielfalt der Tiere und Pflanzen, unter Funktion die Holzproduktion, Schutzfunktion oder Kohlenstoffbindung und unter Struktur die Bestandesstruktur verstehen. (Dieler, 2013)

Aufgrund des ganzjährig kühlen und schattigen Bestandesinnenklima ist die Artenvielfalt in den Bergfichtenwälder in Flora und Fauna eingeschränkt. Für den Naturschutz geniessen diese Wälder aber zum Beispiel als Rückzugsgebiet des Auerwildes (*Tetrao urogallus*), sowie diverser Kleineulen und Spechte Bedeutung (Scherzinger, 1996).

Um eine brauchbare Aussage über den Zustand der Biodiversität in einem Wald zu erhalten, muss diese messbar sein. Um dies zu erreichen werden heute vor allem zwei Ansätze verwendet: Indikatorarten oder die vorhandenen Strukturen. Bei den Indikatorarten, geht man davon aus,

dass wenn ganz bestimmte Arten in einem Wald vorhanden sind, das dann auch eine Reihe von Folgearten vorzufinden sind. Der Zusammenhang zwischen diesen Indikatorarten und der totalen Biodiversität ist allerdings nicht restlos bewiesen. Vermutlich das bessere Ergebnis ergeben die Analysen der vorhandenen Strukturen eines Bestandes. Je nach Fragestellung können verschiedene Strukturen relevant sein. Als Indikatoren können die Bestandes- oder Landschaftsstrukturen sowie die Vielschichtigkeit, Pflanzenzusammensetzung, Vernetzung oder Heterogenität dienen. (Lindenmayer, Margules, & Botkin, 2000)

Dieler (2013) hat in einer Studie mehrere Untersuchungen zu Strukturvergleichen zwischen bewirtschafteten und unbewirtschafteten temperierten Wälder Europas durchgeführt. Er hat festgestellt, dass sowohl die Bestandesgrundfläche als auch die Variation der Baumgrössen im Wirtschaftswald geringer waren. Dafür ist hier die Bestandesdichte höher. Bäume mit grosser Dimension und die Anzahl von Mikrohabitaten waren im Wirtschaftswald um 50% reduziert. Diese beiden Punkte sind für die Biodiversität besonders relevant. Je länger ein Waldstück nicht mehr bewirtschaftet wurde, umso grösser sind die Unterschiede. (Winter & Möller, 2008) (Bütler & Lachat, 2009)

Gemäss dem INTEGRATE Länderbericht für die Schweiz (Angst, 2012) weisen Gebirgswälder in der Schweiz generell eine hohe Biodiversität auf. Ein Grund dafür könnte ihre relativ tiefe Bestandesdichte sein. Die Koordinationsstelle für das Biodiversitäts-Monitoring definiert dann auch lückige Bestände und einen hohen Anteil Totholz als Schlüssel für eine hohe Biodiversität. Sie weist ebenfalls auf die Wichtigkeit der Gebirgswälder für die Artenvielfalt hin. Dafür machen sie ebenfalls die lückigen, lichtreichen Bestände und die zumindest teilweise vielfältige Struktur mit einer engen Verbindung zu weiteren Lebensräumen verantwortlich. (Koordinationsstelle Biodiversitäts-Monitoring Schweiz, 2009)

Im 3. Landesforstinventar (LFI3) wurde auch eine Beurteilung der Biotopqualität der Wälder mittels drei Aspekten, welche durch die Bewirtschaftung beeinflusst werden können, vorgenommen. Diese sind: (1) die Natürlichkeit der Anzahl Nadelgehölze, (2) der Diversität der Baumarten und (3) der Vielfalt an Strukturen. Bei den Wäldern mit einer hohen Biotopqualität sind die Gebirgswälder stark vertreten. (Angst, 2012)

2.4 Mikrohabitate

Winter und Möller (2008) untersuchten den Zusammenhang der Bewirtschaftungsart und dem Vorkommen von Mikrohabitaten in einem Buchenwald in Deutschland. Sie untersuchten 12 bewirtschaftete, fünf seit kurzem unbewirtschaftete und zwei seit längerem unbewirtschaftete Be-

stände. Dabei stellten sie fest, dass die Anzahl Mikrohabitate in den seit langem unbewirtschafteten Beständen signifikant höher war. Ebenfalls waren in diesen Beständen deutlich mehr Bäume vorhanden, welche mehr als ein Mikrohabitat aufwiesen. Sie konnten auch nachweisen, dass in den unbewirtschafteten Beständen die Anzahl Mikrohabitate pro Baum mit dem BHD korreliert. Je dicker (älter) ein Baum, umso eher weist er mehr als ein Mikrohabitat auf. Dieser Effekt konnte in den bewirtschafteten Beständen nicht nachgewiesen werden (vgl. Abbildung 6). Aufgrund ihrer Ergebnisse schlagen die Forscher vor, zukünftig vermehrt mit Mikrohabitaten als Indikatoren für die Biodiversität in Wäldern zu arbeiten. Dies aus dem Grund, dass diese Strukturen im Vergleich zu Artenzahlen relativ einfach aufzunehmen sind und gut mit den effektiven Artenzahlen korrelieren.

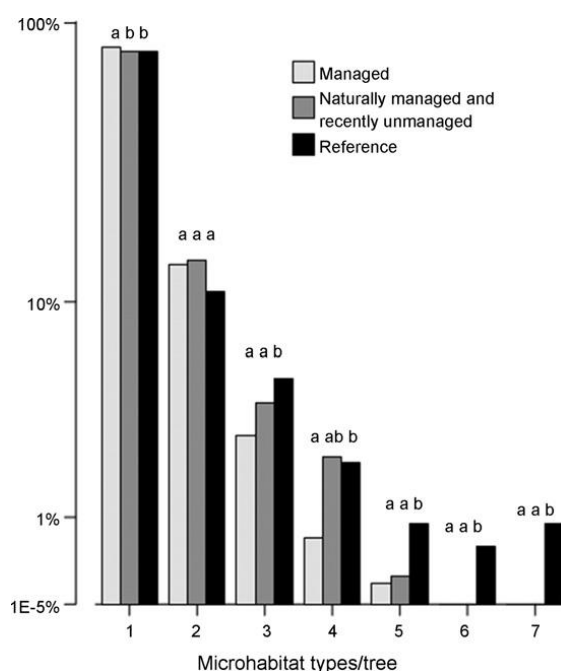


Abbildung 6: Anzahl verschiedener Mikrohabitate pro Baum in den drei untersuchten Bestandeskategorien: Bewirtschaftet (Managed), Kürzlich unbewirtschaftet (Naturally managed and recently unmanaged) und nicht bewirtschaftet (Reference) (Winter & Möller, 2008)

Aus der Abbildung 7 wird ersichtlich, dass je älter ein Bestand ist, umso mehr Indikator-Vogelarten vorhanden sind. Dies ist zum einen sicherlich auf den zunehmenden Totholzanteil aber auch das immer bessere Angebot von Mikrohabitaten zurückzuführen. Dadurch wird das Nahrungs- und Lebensraumangebot für diese Vogelarten stark verbessert. So konnten Winter und Möller (2008) in den unbewirtschafteten Beständen signifikant mehr Spechthöhlen als in den Bewirtschafteten nachweisen. Da Spechte immer in selbstgebauten Höhlen brüten, korreliert die Anzahl Bruthöhlen natürlicherweise mit der Anzahl Spechte. Das Vorkommen von Spechten korreliert wiederum mit dem Vorkommen von Waldvögeln, da viele von ihnen in verlassenen Spechthöhlen

brüten (Remm, Lohmus, & Remm, 2006). Ebenfalls hängt die Artenzahl der Spechte mit der Artenzahl von anderen Waldvögeln zusammen (Mikusinski, Gromadzki, & Chylarecki, 2001). Somit gelten Spechte und ihre Bruthöhlen als wichtige Indikatoren für die Diversität von Vögeln in Wäldern (Winter & Möller, 2008).

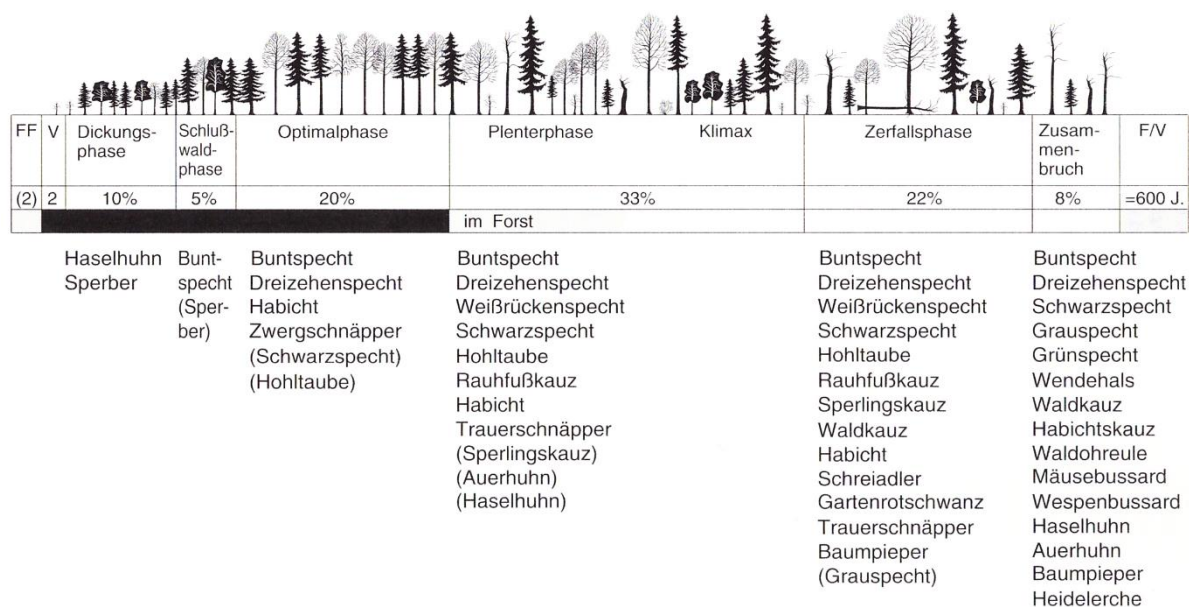


Abbildung 7: Vielfalt indikativ wichtiger Vogelarten im Verlauf der Bestandesphasen eines Bergmischwaldes. Mit zunehmendem Bestandesalter nimmt auch die Diversität zu. Schwarz: Umtriebszeiten im Forst. (Scherzinger, 1996)

Um die Wirksamkeit von Naturwaldreservaten und Altholzinseln für diverse Totholzarten zu untersuchen, führten Bütler und Lachat (2009) eine Studie in seit 30 Jahren nicht mehr bewirtschafteten und vergleichbaren bewirtschafteten Wäldern in der Schweiz durch. Dabei fanden sie doppelt so viele Habitatsstrukturen in den unbewirtschafteten Wäldern wie in den Bewirtschafteten. In den Resultaten dieser Studie, welche in 4 verschiedenen Waldtypen durchgeführt wurde, fällt auf, dass die Tannen-Fichten-Wälder höherer Lagen mit 207 ± 19 Habitatsstrukturen ohne Bewirtschaftung bedeutend geringere Werte als z.B. die Buchenwälder tieferer Lagen mit 498 ± 69 aufweisen. Trotzdem ist auch hier der Unterschied zu den bewirtschafteten Flächen mit nur 103 ± 13 Habitatsstrukturen bedeutend.

2.5 Bedeutung Totholz

Eine besondere Bedeutung, insbesondere im Zusammenhang mit der Biodiversität im Wald, kommt dem Totholz zu. Diverse Studien belegen die Wichtigkeit eines angemessenen Totholzanteils für das Vorkommen einer Vielzahl von Arten u.a. (Stroheker, Martin, Sieber, Bugmann, & Weiss, 2014). Im Verlauf der verschiedenen Entwicklungsstufen, welcher ein Wald durchläuft

(vgl. Kapitel 2.1 Einführung wichtiger Begriffe, Sukzession) ist dieser Totholzanteil unterschiedlich hoch (vgl. Abbildung 8). Vor allem in der Zerfallsphase und beim Waldzusammenbruch ist der Totholzanteil sehr hoch (Scherzinger, 1996).

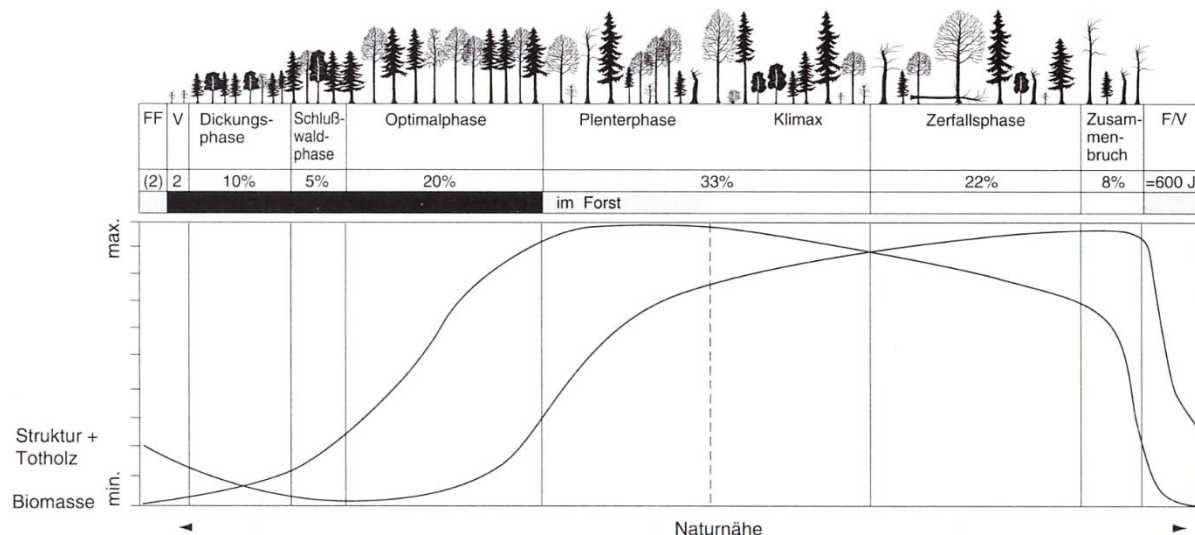


Abbildung 8: Darstellung der verschiedenen Entwicklungsstufen eines Waldes und deren Totholzanteil. Dieser kann stark zwischen gering (Schluss- und Optimalphase) und hoch (Zerfallsphase und Zusammenbruch) variieren. (Scherzinger, 1996)

Die heutige Bewirtschaftungsform der Wälder duldet tendenziell nur einen geringen Totholzanteil. Unter anderem sind die kurzen Umtriebszeiten, die Durchforstung und damit Entfernung schwacher Bäume, sowie die Aufastung und Astreinigung dafür verantwortlich. Beim Totholz handelt es sich um abgestorbene Bäume oder Teile davon, die sich mehr oder weniger schnell zersetzen. Unterschieden wird zwischen noch stehenden oder liegenden toten Bäumen. Zum stehenden Totholz gehören ebenfalls Baumstrünke und abgestorbene Teile an noch lebenden, stehenden Bäumen. Sobald diese Teile jedoch am Boden liegen, zählen sie zum liegenden Totholz. (Schiegg Pasinelli & Suter, 2000)

Totholz fördert viele wichtige Funktionen wie Lichteinfall und damit die Krautschicht, die Bodenbildung durch Anreicherung von Nährstoffen oder die Naturverjüngung vor allem in den Gebirgswäldern. Ausserdem hängen rund ein Fünftel der gesamten Waldfauna sowie über 2500 höhere Pilzarten in irgendeiner Form vom Totholz ab. Zusätzlich bietet Totholz Unterschlupf, Deckung, Schlafplatz, Überwinterungsort oder Brutplatz für eine Vielzahl von Lebewesen. Damit fördert Totholz Artengemeinschaften mit komplexen Nahrungsketten, welche wiederum eine wichtige Rolle für das Funktionieren natürlicher Prozesse im Wald übernehmen. (Schiegg Pasinelli & Suter, 2000)

Eine besonders wichtige Rolle in Bezug zum Schutzwald spielt das Totholz für die erfolgreiche Verjüngung im Gebirgswald. Eine Vielzahl von Faktoren wie Wärmemangel, lang anhaltende und hohe Schneedeckung, Schneebewegungen und –schimmel, dichte Bodenvegetation und viele mehr können sich negativ für die Verjüngung auswirken (Frehner, Wasser, & Schwitter, 2005). Die Verjüngung in subalpinen Wäldern hängt daher stark vom Vorhandensein günstiger Kleinstandorte ab. So lässt sich die Verjüngung der Fichte hauptsächlich und dicht auf feuchtem Totholz und auf Mineralerde finden (Stroheker, Martin, Sieber, Bugmann, & Weiss, 2014) (Frehner, Wasser, & Schwitter, 2005) (Brang, 1996) (Schwitter, 2013).

Bütler und Lachat (2009) fanden in ihrer Studie in den seit 30 Jahren unbewirtschafteten Wäldern je nach Waldtyp pro Hektare zwischen $98 \pm 18 \text{ m}^3$ und $143 \pm 26 \text{ m}^3$ Totholz, 20 Dürrständer mit BHD grösser als 30 cm BHD und eineinhalb Mal so viele dicke und lebende Bäume mit BHD grösser als 60 cm als in vergleichbaren bewirtschafteten Flächen. In der neueren wissenschaftlichen Literatur gelten 20 – 40 m^3 Totholz pro Hektare als Sollwert für die minimale ökologische Funktion in Wäldern (Bütler & Schlaepfer, 2004).

2.6 Schutzwald

"Der Wald schützt Menschen und Sachwerte vor Naturgefahren, indem er die Gefahrenprozesse verhindert oder deren Einfluss reduziert" (Frehner, Wasser, & Schwitter, 2005).

Ob ein Wald als Schutzwald behandelt wird, hängt sowohl von der Beurteilung des Gefahren- und Schadenpotentials, als auch von der potentiellen Wirkung des Waldes ab. Für die Schutzwaldpflege gem. der Wegleitung "Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald" (NaiS) (Frehner, Wasser, & Schwitter, 2005) wird davon ausgegangen, dass ein direkter Zusammenhang zwischen der Risikominderung und dem Waldzustand besteht. Sie hat somit das Ziel, den Wald so zu pflegen, dass seine Wirkung auf die Gefahrenprozesse möglichst gross und das Risiko von Schadenereignissen möglichst gering ist. Der dabei angestrebte Waldzustand richtet sich nach den Kenntnissen über die Naturgefahr und die lokalen Standortbedingungen. Daraus ergeben sich die Anforderungsprofile, welche eine möglichst hohe Schutzwirkung für die jeweilige Naturgefahr erreichen sollten. Diese Profile setzen sich aus den Merkmalen Baumartenmischung, Gefüge, Stabilitätsträger und Verjüngung zusammen. Die Wirkung des Waldes ist je nach Naturgefahr unterschiedlich. So soll z. B. der Lawinenschutzwald durch seine Beeinflussung des Schneedeckenaufbaus, der Interzeption und eine erhöhte Bodenrauigkeit das Anreissen von Lawinen verhindern. (Frehner, Wasser, & Schwitter, 2005)

In der Schweiz gehören insgesamt 43% der gesamten Waldfläche zum Schutzwald. In den Bergregionen ist dieser Wert noch höher und mehr als die Hälfte der Wälder erfüllen eine Schutzfunktion. (Angst, 2012)

2.6.1 Stabilitätsträger

Als Stabilitätsträger werden besonders stabile Bäume oder Baumkollektive bezeichnet. Diese sind für die Erfüllung der Schutzwaldfunktion zentral. Im subalpinen Gebirgswald haben sich vor allem abholzige Einzelbäume (Baum, bei dem der Stammdurchmesser nach oben rasch abnimmt) oder Baumkollektive mit langen Kronen als stabiler gegenüber Belastungen erwiesen, als schlanke Bäume mit kurzen Kronen. Der Schlankheitsgrad und die Länge der Kronen sind von dem für den Baum vorhandenen Licht abhängig. Je weniger Licht vorhanden, umso schlanker der Baum und so kürzer die Krone, da der Baum versucht möglichst rasch in die Höhe und damit zum Licht zu wachsen. (Schwitter, 2013) (Foetzki, et al., 2004)

2.6.2 Stabilität im Gebirgswald

Die Frage, welche Bedingungen auf der Ebene eines Einzelbaumes oder des gesamten Bestandes massgeblich die Stabilität eines Bestandes beeinflusst, beschäftigt die Forschung schon länger. So haben sich damit unter anderem bereits Langenegger (1979) oder das Eidgenössische Institut für Schnee und Lawinenforschung SLF (Foetzki, et al., 2004) beschäftigt.

Langenegger (1979) hat in seiner für das Berner Oberland entwickelten Checkliste zum Thema Schutzwald den Stabilitätsgrad wie folgt definiert:

"Der Stabilitätsgrad ist die Fähigkeit eines Waldbestandes, seine Verfassung und Lebensfähigkeit gegenüber inneren und äusseren Gefahren zu erhalten im Hinblick auf die dauernde Erfüllung der von ihm verlangten Schutzfunktionen" (Langenegger, 1979)

Gemäss dieser Checkliste von Langenegger (1979) sind die Beurteilungseinheit der Bestand gemäss Bestandeskarte (Grössere inhomogene Bestände können unterteilt und kleinere zusammengefasst werden) und der Beurteilungszeitraum 10 bis 20 Jahre. Langenegger hat ein Punktesystem für die Bewertung des Stabilitätsgrades erstellt. Relevant sind darin folgende Faktoren:

- Standortsheimische und –taugliche Baumarten
- Bestandesgefüge
- Bestandesvitalität und Schäden
- Bruch und Standfestigkeit der Bäume (h/d Verhältnis, Stand)

- Verjüngung (nach Entwicklungsstufen)
- Verjüngungskraft (Keimbeet)

Der Forstingenieurstudent Caflisch (2014) hat in seiner zweiten Semesterarbeit am HAFL eine Literaturrecherche zur Stabilität im Gebirgswald durchgeführt und unter anderem die beiden obengenannten Quellen (Langenegger, 1979 und Foetzki, et al., 2004) zitiert. Für sein Stabilitätskonzept hat er sich für die Erfassung folgender, für die mechanische Stabilität von Bäumen wichtige Punkte, entschieden. Ausserdem sollte die Erhebung im Feld möglichst einfache durchzuführen sein.

Ebene Bestand: Standort, Boden und Durchwurzelung

Ebene Einzelbaum: Stellung im Bestand/Gefüge, Schlankheitsgrad, Kronenlänge/-verteilung, Stand, Vitalität und Schäden

2.7 Beziehung Schutzwald und Biodiversität

Der Schweizer Wald gilt heute als multifunktional und erfüllt oft gleichzeitig mehrere Funktionen auf derselben Fläche (Hanewinkel, 2011). Daher stellt sich die Frage, inwiefern sich diese Funktionen miteinander vertragen. Profitiert eine Funktion von der Anderen oder wird sie eher negativ beeinträchtigt. Im Rahmen dieser Arbeit wird vor allem der Bezug der Biodiversitäts- und der Schutzfunktion betrachtet.

Gemäss dem INTEGRATE Länderbericht für die Schweiz (Angst, 2012) wird einem Konflikt zwischen diesen beiden Funktionen oft durch eine räumliche Separierung vorgebeugt. So werden Flächen, in welchen der Naturschutz z. B. durch Naturwaldreservate (Verzicht auf Bewirtschaftung) oder einen hohen Totholzanteil gefördert werden sollen, in der Regel nicht in Schutzwaldflächen eingerichtet. Ausserdem geniesst die Schutzfunktion rechtlich eine Vorrangstellung gegenüber den anderen Waldfunktionen. Auch im Anhang 5: "Waldreservate und Schutzwald" des NaiS (Frehner, Wasser, & Schwitter, 2005) wird auf die Verträglichkeit von Waldreservaten im Schutzwald eingegangen. Dabei wird festgehalten, dass sich Naturwaldreservate und Schutzfunktionen mit ganz wenigen Ausnahmen ausschliessen. Bei Sonderwaldreservaten kann jedoch je nach Bewirtschaftungsmethode und Naturgefahr eine Kombination möglich sein.

Angst (2012) weist aber darauf hin, dass die Biodiversität durch das Schutzwaldmanagement trotzdem profitieren kann. So wird in steilen Lagen oft gezielt Totholz liegen und hohe Stümpfe stehen gelassen. Dadurch wird die Oberflächenrauigkeit erhöht und somit das Anreissen von Lawinen erschwert oder ein zusätzlicher Steinschlag-Schutz erreicht. Davon wiederum profitieren die zahlreichen Totholzarten. Ausserdem wird die Natürlichkeit der Wälder durch die Anwendung

der NaiS-Bewirtschaftungsmethoden mit ihrem naturnahen Waldbau gefördert. Dies wird in erster Linie für die Erreichung einer angemessenen Resilienz (vgl. Kapitel 112.1 Einführung wichtiger Begriffe) gemacht, sollte aber aufgrund der dadurch relativ natürlichen Waldbestände auch diverse Waldarten fördern.

Auch Wehrli et al. (2007) halten fest, dass die moderne Schutzwaldpflege, welche auf dem Potential von natürlichen Ökosystemen (Strukturen und Prozesse) aufbaut, zu einer Wiederherstellung eben solcher natürlicher Ökosysteme beitragen kann.

Generell kann davon ausgegangen werden, dass sich der stabilste Zustand eines Waldes innerhalb des Bereichs der Waldentwicklung eines Naturwaldes befindet (Frehner, Wasser, & Schwitter, 2005). Diese Wälder weisen in der Regel auch den höheren Naturschutzwert auf (Bütler & Lachat, 2009) (Winter & Möller, 2008).

2.8 Untersuchungsgebiete

Die beiden untersuchten Flächen liegen beide im Kanton Graubünden ca. auf gleicher Höhenstufe. Beide Flächen befinden sich gem. NaiS (Frehner, Wasser, & Schwitter, 2005) in der Standortsregion 3 (Kontinentale Hochalpen) und liegen auf rund 1700 m ü. M., was der subalpinen Höhenstufe entspricht. Hier dominiert die Fichte, dazu kommen die Lärche und die Vogelbeere. Die Exposition ist nord-östlich.

Wesentlich unterscheiden sich die beiden Flächen jedoch aufgrund ihrer bisherigen Bewirtschaftungsweise. Während die Fläche in Rona als Wirtschaftswald bewirtschaftet wird (mündliche Aussage Bucher, H. 2016), wurde diejenige in Davos seit dem 2. Weltkrieg kaum und bereits davor aufgrund ihrer Topographie wahrscheinlich nie intensiv bewirtschaftet (mündliche Aussage Bebi, P. 2016). So unterscheiden sich die beiden Waldstücke auf den ersten Blick stark in ihrer Dichte, Struktur, Vorrat, Totholzanteil usw.

2.8.1 Dischma, Davos (GR)

Für die Fläche in Dischma, Davos, ist keine Kartierung im GIS Browser des Kantons Graubünden zu finden. Gemäss Peter Bebi (mündlich, 2016) kann der Bestand jedoch mit der Waldgesellschaft 60 (Typischer Hochstauden-Fichtenwald) beschrieben werden.

Die Fläche in Dischma befindet sich zwischen 1'780 und 1'870 m ü. M. Sie weist eine nordöstliche Exposition auf und weist eine relativ gleichmässige Hangneigung von rund 35 – 40 Grad auf (Bundesamt für Landestopografie, swisstopo, kein Datum). Das Marteloskop in Dischma weist

gemäss eigenen Messungen anhand der GIS Daten des Eidgenössischen Instituts für Schnee- und Lawinenforschung 1.2 ha auf.

2.8.2 Spegnas, Rona (GR)

Die Marteloskopfläche in Spegnas, Rona, wurde 2013 durch die Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften (HAFL) eingerichtet. Die Fläche befindet sich zwischen 1'700 und 1'760 m ü. M. und der Hang ist gleichmässig 25 Grad steil und nordöstlich exponiert. Die Höhenstufe kann nicht eindeutig zu hochmontan oder subalpin zugeteilt werden. Der Boden ist mässig sauer und frisch bis feucht. (Caflich, 2014)

Gemäss dem GIS Browser des Kantons Graubünden wurde dieser Standort mit der Waldgesellschaft 60 (Typischer Hochstauden-Fichtenwald) kartiert (Amt für Wald und Naturgefahren, kein Datum). Die Fläche in Spegnas ist genau 1 ha gross (Fachstelle Waldbau (FWB), 2013).

3 Material & Methoden

Im folgenden Kapitel werden die verwendeten Materialien und Methoden im Rahmen dieser Arbeit vorgestellt. Für die Feldaufnahmen wurden drei Schwerpunkte für die Beantwortung der Fragestellungen festgelegt: die vorhandenen Mikrohabitate, der Totholzanteil und die Stabilität.

3.1 Bereits vorhandene Daten der beiden Marteloskopflächen

Einige relevante Parameter zu den jeweiligen Flächen wurden bereits durch andere Untersuchungen aufgenommen. Andere sind durch den Autor dieser Arbeit zu erheben. Die Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die vorhandenen und noch zu erhebenden Daten.

Tabelle 1: Übersicht vorhandene und zu erhebende Daten

	Dischma, Davos	Spegnas, Rona
Daten Einzelbäume	vorhanden	vorhanden
Mikrohabitate, Integrate+	vorhanden	nicht vorhanden
Stabilität, Konzept HAFL	nicht vorhanden	vorhanden
liegendes Totholz, NWR	nicht vorhanden	nicht vorhanden

3.2 Aufnahmekonzept Einzelbaumstabilität in Dischma

Für die Beurteilung der mechanischen Stabilität der Fläche in Dischma wurde das Konzept der Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften (HAFL) (Caflisch, 2014) verwendet. Dieses Konzept ist relativ neu und betrachtet neben Parametern, welche für den gesamten Bestand relevant sind (Standort, Boden und Durchwurzelung) auch Parameter auf Einzelbaumbasis (u.a. Stellung im Bestand, Schlankheitsgrad oder Kronenlänge). Caflisch (2014) hat diese Methode in der Fläche in Spegnas bereits angewendet und die Daten liegen für den Vergleich vor. Für die Methode sind keine Materialien notwendig. Vorgängig wurde eine Excel Liste für die Feldaufnahmen mit den Baumnummern und den zu erhebenden Parametern angefertigt. Ausserdem wurde für die Orientierung eine Karte des Bestandes im Feld mitgeführt. Die Aufnahmen wurden am 15. und 16. September 2016 durchgeführt.

Für jeden Parameter ist eine Bewertungsskala vorhanden und es werden Punkte für die vorhandenen Schwächen oder Stärken der Bäume vergeben. Je höher die Punktzahl, desto instabiler der Baum (vgl. Anhang). Da in diesem Konzept jeder einzelne Baum betrachtet werden muss, eignet es sich nicht für eine rasche und praktische Anwendung für die Förster im Feld. Wird eine

Fläche jedoch genauer untersucht, wie in dieser Arbeit, ist eine detailliertere Aussage als mit dem bisherigen NaiS-Verfahren möglich.

Vor der Vergabe der Punkte für die unterschiedlichen Kriterien wurde der Baum einer persönlichen Stabilitätsbewertung unterzogen. Dabei wird jeder Baum kurz betrachtet und dann einer der 5 Stabilitätsklassen (vgl. Tabelle 2) zugewiesen. Dadurch kann bei der Auswertung das Resultat der errechneten Stabilität mit dem ersten persönlichen Eindruck verglichen werden.

Tabelle 2: Grenzen der Stabilitätsklassen. (Caflich, 2014)

gut	gut - mittel	mittel	mittel - schlecht	schlecht
≤ 8	9 - 10	11 - 12	13 - 14	≥ 15

Folgende Kriterien für die Einzelbaumstabilität wurden gutachterlich gemäss dem Punktesystem von Caflich (2014) (vgl. Anhang) im Feld beurteilt. Für Details zu der Methode und der Vergabe der Punkte wird auf die Semesterarbeit von Flurin Caflich (2014) verwiesen.

Stellung im Gefüge/Bestand

Gehört der Baum zu einer stabilen Rotte oder einem stabilen Gefüge oder nicht. Dazu wurde hauptsächlich die Ausprägung der Kronenform und –länge betrachtet. Individuen einer Gruppe, welche in sich keine schöne geschlossene Struktur aufweisen, wurden als nicht stabil bewertet. Einzelbäume, welche eine gut ausgeprägte Krone und einen guten Stand aufwiesen, wurden als stabil betrachtet, obwohl sie nicht direkt zu einem Gefüge oder einer Rotte gehören.

Kronenlänge

Zusätzlich zu der Kronenlänge gemäss dem Punktesystem wurde auch deren Ausprägungsradius vermerkt. Festgehalten wurde, ob die einseitige Ausprägung auf weniger als 1/3, zwischen 1/3 und 2/3 oder auf mehr als 2/3 des Radius vorhanden ist. Dies, da viele Bäume im Bestand zwar eine lange, dafür aber sehr einseitige Krone aufweisen. Aufgrund dieser Daten sind nun Bäume mit langer einseitiger und langer ganzheitlicher Krone unterscheidbar. Für einseitige Kronen wurde gemäss Konzept von Caflich (2014) ein Zusatzpunkt vergeben.

Stand

Für jeden Baum wurde dessen Stand erfasst. Gemäss Caflich (2014) ist dieser Punkt ein Killerkriterium für die Stabilität im Gebirgswald und wird daher stärker gewichtet.

Vitalität

Die Vitalität wurde aufgrund der Farbe der Nadeln und der Länge der Jahrestriebe beurteilt. Wies ein Baum viele schütterere Nadeln und dürre Triebe auf, so wurde seine Vitalität als eingeschränkt beurteilt. Ausserdem können grosse und alte Bäume aufgrund ihrer wohl nur noch beschränkten Lebensdauer nicht mit der Punktzahl 1 beurteilt werden.

Schäden

Schäden am Baum wurden durch Cafilich (2014) als zweites Killerkriterium definiert und daher stärker gewichtet. Dazu wurden vor allem vermehrter Harzfluss und offene Stellen am Stammfuss erfasst.

Bestand

Ebenfalls wurden für den ganzen Bestand der Standort, Boden und die Durchwurzelung erfasst und beurteilt. Die Baumhöhen für die Berechnung des Schlankheitsgrades wurden in Dischma vom SLF mittels ... ermittelt und konnten so mit den bereits bekannten BHD's der Bäume verrechnet werden. Daher musste dieser Parameter nicht im Feld erhoben werden.

Die Auswertung der Daten erfolgte mittels Excel.

3.3 Aufnahmekonzept Mikrohabitate in Spegnas

Für die Aufnahme der Mikrohabitate in Spegnas wurde der Katalog des Integrate+ (Kraus, et al., 2016) verwendet. Dieser wurde bereits für die Aufnahme der vorhandenen Mikrohabitate in Dischma durch NAME vom DATUM angewendet und die Daten liegen dem Autor dieser Arbeit vor und dienen dem Vergleich der beiden Flächen. Bei dieser Methode wird wiederum jeder Baum der Marteloskopfläche einzeln beurteilt und einer optischen Untersuchung unterzogen. Es wird nach 8 relevanten Habitatsgruppen wie Höhlen, Rinde oder Wuchsform unterschieden. Diese werden je nach Ausprägung und Anzahl genauer definiert und es entsteht ein Katalog mit 64 relevanten Mikrohabitaten (vgl. Anhang). Um die Habitate besser zu erkennen wurde ein Fernglas verwendet. Die Daten wurden im Feld in eine vorgefertigte Tabelle eingetragen. Pro vorhandenes Habitat wird ein Punkt vergeben (maximal ein Punkt pro Habitat). Ein Baum kann mehrere Habitate und somit mehrere Punkte aufweisen. Die Aufnahmen wurden vom 24 bis 26 September 2016 durchgeführt.

Berechnung des ökologischen Wertes der Flächen

Für die Auswertung der Resultate stand eine Excel Liste von Integrate+ zur Verfügung, welche die Mikrohabitate aufgrund ihrer Seltenheit und der Entstehungsdauer gewichtet. Aufgrund dieser

Daten wurde dann der ökologische Wert des Baumes und der gesamten Fläche berechnet. (Kraus & Schuck, 2016)

3.4 Aufnahmekonzept Totholz in beiden Flächen

Für die Aufnahme des Totholzes musste zuerst zwischen den beiden Kategorien stehendes und liegendes Totholz unterschieden werden (vgl. Kapitel 2.5 Bedeutung Totholz). Um eine möglichst präzise Aussage über das total vorhandene Totholzvolumen zu erhalten, wurden in den beiden Flächen auch die Anzahl und das Volumen der Wurzelstöcke und Wurzelteller (offenliegend, von umgefallenen Bäumen) aufgenommen und abgeschätzt. Die ungefähre Position des Totholzes wurde in einer Karte der jeweiligen Fläche eingetragen. Diese kann evtl. für spätere Arbeiten genutzt werden, wird aber im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter behandelt (Anhang).

Bei der Aufnahme des Totholzes wurden liegende Stücke, sowie Wurzelstöcke und –teller fortlaufend nummeriert und deren Position möglichst genau in der Karte der jeweiligen Fläche eingetragen (vgl. Anhang).

Für die Aufnahme des Totholzes wurde folgendes Material verwendet:

- Baumkluppe
- Rollmessband
- Doppelmeter
- Sackmesser Victorinox
- Anzeichnungsbänder zur Markierung bereits erhobener Stücke

Die Aufnahmen in Dischma wurden am 12. und 13. September 2016 durchgeführt. In Spegnas fanden die Feldaufnahmen für das Totholz am 14./19./20. September 2016 statt.

3.4.1 Aufnahme liegendes Totholz

Für die Aufnahme von liegendem Totholz werden hauptsächlich zwei Methoden angewendet: Vollaufnahmen oder Linien-Intersekt-Stichproben. Bei der Vollaufnahme wird alles liegende Totholz, welches bestimmte Bedingungen erfüllt, auf einer definierten Fläche erfasst. Bei der Linien-Intersekt-Stichprobe werden nach einem genau definierten Vorgehen Transekte (Linien) durch die Probefläche gezogen und nur die Totholzanteile, welche diese Linie schneiden erfasst. Der Vorteil dieser Methode ist der geringere Zeitaufwand gegenüber der Vollaufnahme. Allerdings stellen die erhobenen Daten nur Stichproben dar. Dieses Vorgehen wird für die Landesforstinventur in der Schweiz angewendet (Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, 2010).

Um eine möglichst genaue Aussage für das liegende Totholz in den beiden Untersuchungsflächen zu erhalten, wurde die Methode der Vollaufnahme angewendet. Dafür wurde die Erhebungsmethode für liegendes Totholz in Kernflächen von Naturwaldreservaten (Brang & Robin, 2009) verwendet. Die Untersuchungsfläche wird dabei so begangen, dass jedes Stück liegendes Totholz erkannt wird. Aufgenommen wird liegendes Totholz, dessen dickeres Ende innerhalb des Perimeters liegt und der Minimaldurchmesser auf mindestens 2 m Länge 7 cm oder auf 0.5 m Länge mindestens 36 cm beträgt. Totholz welches nicht diesen Kriterien entspricht, wird vernachlässigt. Von jedem Stück wird die Festigkeit mittels Sackmesser ermittelt, um den Grad der Zersetzung festzustellen. Ausserdem wurde der Grund (natürlich oder Schnitt), ob es sich um einen Ast oder Stamm und wenn möglich die Baumart festgehalten. Die Totholzstücke wurden fortlaufend nummeriert. Falls Stücke offensichtlich zum gleichen Baum gehörten, wurde dies mittels fortlaufender Nummerierung (x.1, x.2) vermerkt.

Die Daten wurden anschliessend in eine Excel Liste übertragen und das Volumen des liegenden Totholzes mittels der geometrischen Formel des Kegelstumpfes $V = \frac{l \cdot \pi}{3} \cdot (R^2 + R \cdot r + r^2)$ berechnet, wobei l die Länge, R der Radius (Durchmesser/2) am dickeren Ende und r der Radius am dünneren Ende ist.

3.4.2 Aufnahme stehendes Totholz

Stehendes Totholz (Dürrständer) wird in Marteloskopflächen in der Regel bereits zusammen mit den lebenden Individuen aufgenommen. Dabei werden die Dürrständer auf Brusthöhe kluppiert und daraus lässt sich das Totholzvolumen mittels BHD und Höhe oder dem Einheitstarif ermitteln (Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, 2010). Bisher lagen diese Daten jedoch nur für die Fläche in Dischma vor. In der Fläche in Spegnas wurde das stehende Totholz noch nicht erhoben. Hier wurde bei der Aufnahme im Feld bei den Dürrständern der BHD festgehalten und in der Tabelle mittels Nummerierung dem nächststehenden lebenden Baum zugeordnet (x.1). Anhand dem Einheitstarif für den Kanton Graubünden konnte aus dem BHD das stehende Totholzvolumen berechnet werden (vgl. Anhang).

3.4.3 Aufnahme Wurzelstöcke

Bei den Wurzelstöcken wurden in Absprache mit H. Bucher und P. Bebi folgende Parameter festgehalten:

- Baumart, falls möglich. Ansonsten Nadel- oder Laubbaum
- Durchmesser am höchsten Punkt

- Höhe, gemessen vom Boden bis zum höchsten Punkt auf der Talseite
- Festigkeit gemäss Erhebungsmethode Totholz (Brang & Robin, 2009)
- Schnitt oder natürlich, soweit möglich
- Verjüngung vorhanden, ja oder nein

Falls der Stamm eines Wurzelstockes offensichtlich nicht rund war, wurde der Durchmesser zweimal übers Kreuz gemessen und daraus der Mittelwert notiert. Ausserdem wurden nur Stöcke berücksichtigt, welche mindestens einen Durchmesser und eine Höhe von jeweils 20 cm aufwiesen. Mittels dieser Methode kann mit beschränktem Aufwand eine relativ genaue Aussage zu der Anzahl und dem Volumen der Wurzelstöcke gemacht werden.

Das Volumen der Wurzelstöcke wurde aus der Höhe h und dem Radius r (Durchmesser/2) mittels der Formel für das Zylindervolumen berechnet. $V = \pi \cdot r^2 \cdot h$

3.4.4 Aufnahme Wurzelteller

Zusätzlich zum liegenden Totholz und der vorhandenen Wurzelstöcke wurden auch die Anzahl und das ungefähre Volumen der Wurzelteller in beiden Flächen erhoben. Dazu wurden in Absprache mit den beiden Korrektoren folgende Parameter aufgenommen:

- Baumart, falls möglich. Ansonsten Nadel- oder Laubbaum
- Höhe, welche der höchste Punkt des Wurzeltellers ab Boden ist
- Volumen in m^3
- Festigkeit gemäss Erhebungsmethode Totholz (Brang & Robin, 2009)
- Verjüngung vorhanden, ja oder nein

Das Volumen des jeweiligen Wurzeltellers wurde nur gutachterlich erfasst, also nicht gemessen. Dies wäre ihm Feld zu aufwendig gewesen. Trotzdem erhält man mit dieser Methode die Anzahl und das ungefähre Volumen der vorhandenen Wurzelteller für den Vergleich verschiedener Flächen.

3.5 Datenanalyse

Für die Auswertung der Daten wurde grösstenteils Microsoft Excel verwendet. Die Daten aus den Feldaufnahmen wurden in Excel Tabellen übertragen und mittels verschiedener Diagrammfunktionen ausgewertet. Für die Darstellung der Boxplots im Ergebnisteil des Totholzes wurde das Statistikprogramm R verwendet.

4 Ergebnisse

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Feldaufnahmen durch den Autor in Dischma und Spegnas vorgestellt und mit den bereits vorhandenen Daten der beiden Flächen verglichen.

4.1 Einzelbaumstabilität

Für die Bewertung der Einzelbaumstabilität der Marteloskopfläche in Dischma wurden von den insgesamt 488 Bäumen 434 betrachtet. Für die Auswertung wurden 44 Vogelbeeren und 10 tote Bäume nicht berücksichtigt, da diese keinen Einfluss auf die mechanische Stabilität der Fläche haben. Bei den ausgewerteten Individuen handelt es sich um 367 Fichten, 66 Lärchen und 1 Arve. Die aufgenommenen Werte aus Dischma werden mit den Daten der bereits im Jahr 2014 durch Caflisch verfassten Semesterarbeit in Spegnas verglichen. Dazu hatte er die Stabilität bei 452 Bäumen bewertet. Dabei handelte es sich mit der Ausnahme von einer Lärche und einer Vogelbeere ausschliesslich um Fichten. Für die Bewertung der Bäume und die Zuteilung zu einer Stabilitätsklasse wurde das Vorgehen gemäss der Arbeit von Caflisch (2014) angewendet. Jeder Baum wurde zu den sechs Einzelbaum-Stabilitätskriterien bewertet und somit seine gesamte Stabilität ermittelt.

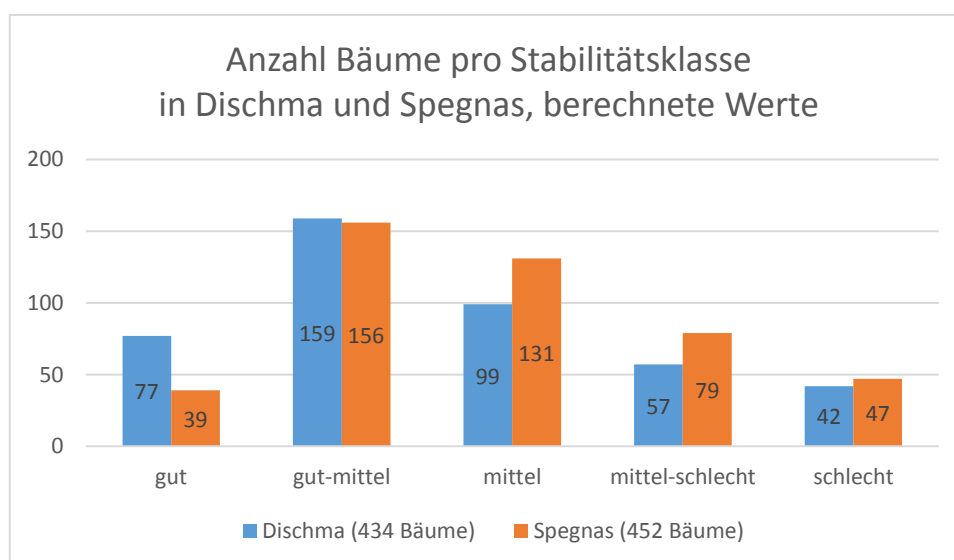


Abbildung 9: Berechnete Stabilitätswerte. Anzahl Bäume pro Stabilitätsklasse und Standort. In Dischma wurden 434 und in Spegnas 452 Bäume bewertet.

Die Bäume in Dischma verteilen sich wie folgt auf die verschiedenen Stabilitätsklassen (vgl. Abbildung 9): 77 Bäume (18%) wurden als gut, 159 (36%) als gut-mittel, 99 (23%) als mittel, 57 (13%) als mittel-schlecht und 42 Bäume (10%) als schlecht bewertet. In Spegnas dagegen wurden nur 39 Bäume (9%) als gut, 156 (35%) als gut-mittel, 131 (29%) als mittel, 79 (17%) als mittel-schlecht und 47 (10%) als schlecht bewertet. Die Begriffe für die Stabilitätsklassen wurden aus

der Arbeit von Caflisch (2014) übernommen. Sinnvoller wären jedoch eher Begriffe wie niedrig und hoch, da es sich um Stabilitätswerte handelt.

Um die Ergebnisse der berechneten Stabilität der beiden Flächen miteinander zu vergleichen, wurden sich in Abbildung 10 die prozentualen Anteile der Bäume pro Stabilitätsklassen beider Standorte gegenüber gestellt. Es fällt auf, dass in Dischma 55% den höheren Klassen "gut" und "gut-mittel" zugeordnet wurden. Für Spegnas beläuft sich dieser Wert nur auf 44%. Betrachtet man hingegen nur die beiden niedrigeren Klassen "schlecht" und "mittel-schlecht" sind die Unterschiede gering. In Dischma wurden 23% und in Spegnas 27% diesen beiden Klassen zugeordnet. Die Fläche in Dischma schneidet also betreffend der Stabilität insgesamt gemäss dieser Aufstellung etwas besser ab.

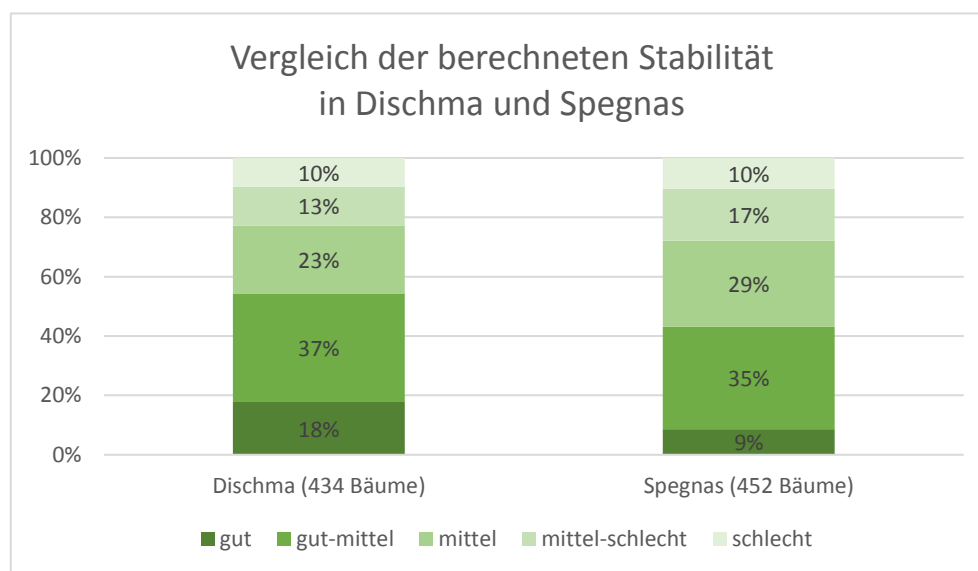


Abbildung 10: Vergleich der berechneten Bewertung der Stabilitätsklassen der beiden Flächen in Prozent

Für alle bewerteten Bäume wurde jeweils auch eine persönliche Einschätzung der Stabilität vorgenommen (vgl. Abbildung 11). In Dischma wurden durch den Autor 50 Bäume (12%) als gut, 130 (30%) als gut-mittel, 152 (35%) als mittel, 66 (15%) als mittel-schlecht und 36 (8%) als schlecht eingestuft. In der Fläche in Spegnas beurteilte der Forstingenieurstudent Caflisch 58 Bäume (13%) als gut, 94 (21%) als gut-mittel, 132 (29%) als mittel, 93 (20%) als mittel-schlecht und 75 (17%) als schlecht.

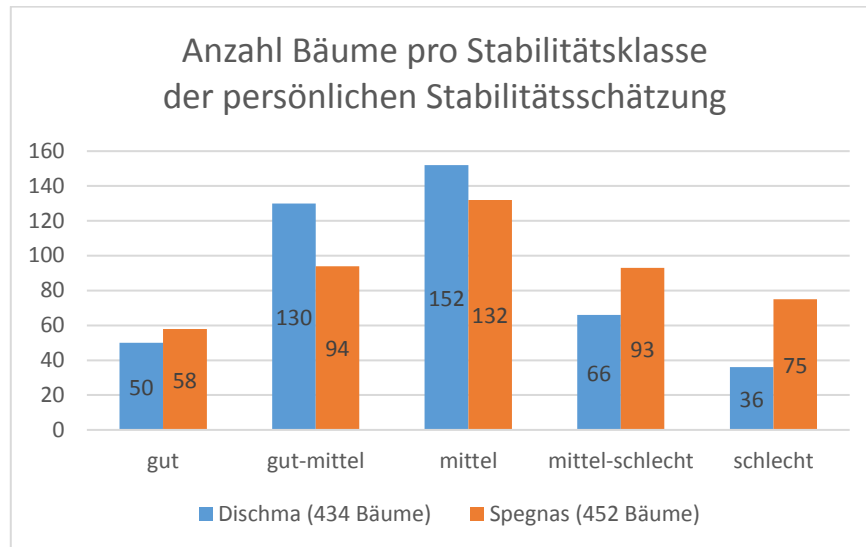


Abbildung 11: Persönliche Einschätzung der Stabilitätswerte. Anzahl Bäume pro Stabilitätsklasse und Standort. In Dischma wurden 434 und in Spegnas 452 Bäume bewertet.

Im Vergleich der persönlichen Bewertung der Stabilität (vgl. Abbildung 11) wurden in Dischma 42% den beiden höheren Kategorien "gut" und "gut-mittel" zugeordnet. In Spegnas machen diese beiden Stabilitätsklassen nur 34% aus. Den beiden instabilsten Klassen "mittel-schlecht" und "schlecht" wurden in Dischma 23% der Bäume und in Spegnas 38% zugeordnet. Somit deckt sich der persönliche Eindruck, dass die Fläche in Dischma die höhere Stabilität aufweist, mit den effektiv berechneten Werten (vgl. Abbildung 9).

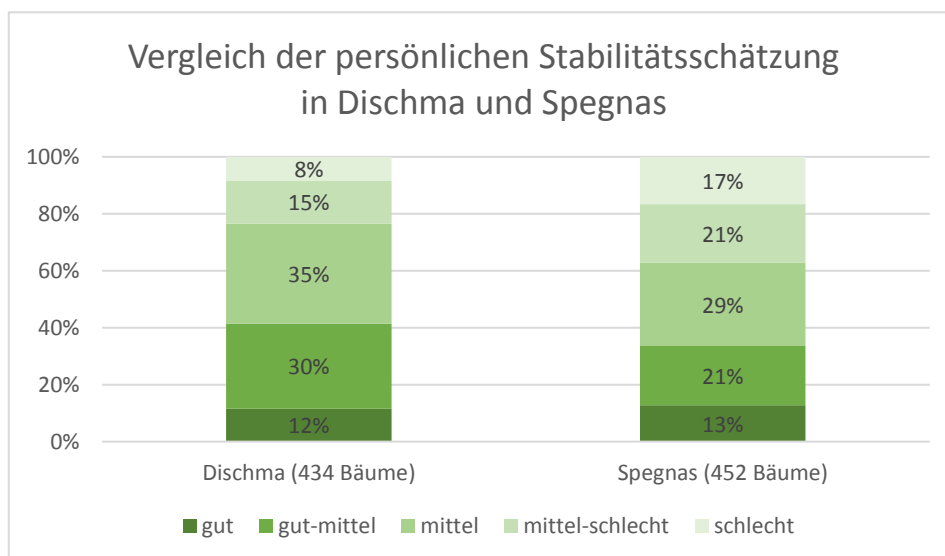


Abbildung 12: Vergleich der persönlichen Bewertung der Stabilitätsklassen der beiden Flächen in Prozent

4.1.1 Verteilung der Klassen pro Beurteilungspunkt

Im folgenden Kapitel wird die Verteilung der Punkte innerhalb der sechs Einzelbaum-Stabilitätskategorien aufgezeigt und für die beiden Flächen verglichen. Die Kategorien wurden gemäss dem

Aufnahmekonzept von Caflisch (2014) übernommen. Beim Schlankheitsgrad und der Stellung im Bestand wird nur in zwei Klassen unterschieden. Bei den restlichen vier Beurteilungspunkten in jeweils vier.

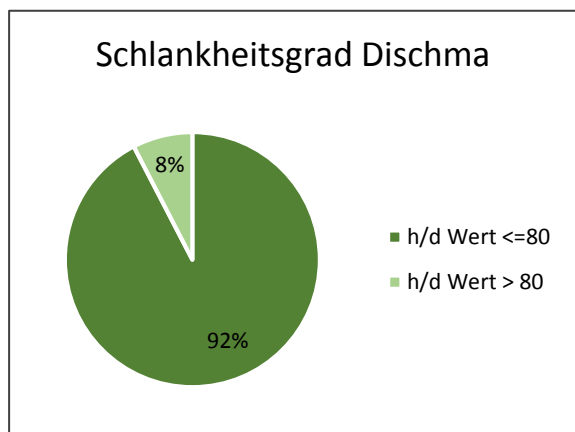


Abbildung 13: Aufteilung Schlankheitsgrad, Dischma

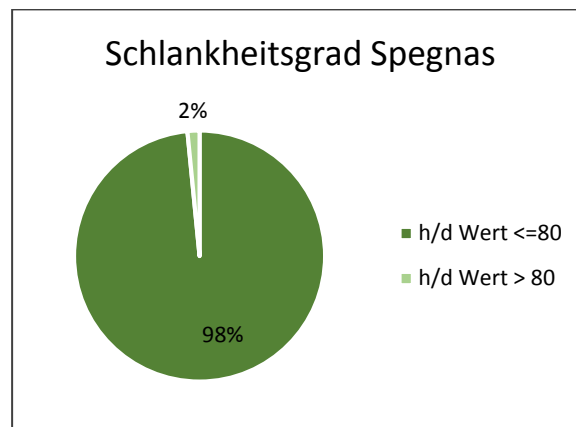


Abbildung 14: Aufteilung Schlankheitsgrad, Spegnas

Beim Schlankheitsgrad weisen 92% der beurteilten Bäume in Dischma einen h/d Wert ≤ 80 auf und gelten somit als stabil. 8% der Bäume haben eine h/d Wert > 80 und sind somit in der tieferen Klasse eingeteilt (vgl. Abbildung 13). In Spegnas wurden durch Caflisch 98% der Bäume der Kategorie h/d Wert ≤ 80 und 2% h/d Wert > 80 zugeteilt (vgl. Abbildung 14). An dieser Stelle muss festgehalten werden, dass die Werte für Dischma mittels ... aufgenommen wurden, während in Spegnas eine gutachterliche Einschätzung des jeweiligen h/d Wertes durch Caflisch vorgenommen wurde. Insgesamt weisen aber beide Flächen einen relativ geringen Anteil von Bäumen mit h/d Wert > 80 auf und gelten daher bei diesem Punkt als stabil.

Bei der Stellung im Bestand wurden in Dischma 68% der Bäume der Klasse "stabiles Gefüge" und 32% der Klasse "instabiles Gefüge" zugeteilt (vgl. Abbildung 15). Bei der Einteilung der Bäume wurde nicht nur darauf geachtet, ob ein Baum zu einer stabilen Rotte gehört oder nicht, sondern es wurde versucht die Stellung des Baumes im Gefüge des Bestandes zu beurteilen. Ein stabiler Einzelbaum mit gut ausgebildeter Krone und lotrechtem Stand kann somit genauso als stabil im Gefüge betrachtet werden, wie ein Baum einer Rotte, welcher alleine stehend kaum stabil wäre. In Spegnas beurteilte Caflisch bei 93% der Bäume, dass sie zu einem stabilen Gefüge oder einer stabilen Rotte gehören. 7% dagegen nicht. Bei diesen Daten ist ein deutlicher Unterschied zwischen Dischma und Spegnas ersichtlich. Dies könnte unter anderem darauf zurückzu-

führen sein, dass in Dischma tendenziell weniger klare Rottenstrukturen vorhanden sind und daher der Beurteilende eher dazu geneigt war, einen Baum einem nicht stabilen Gefüge zuzuordnen.

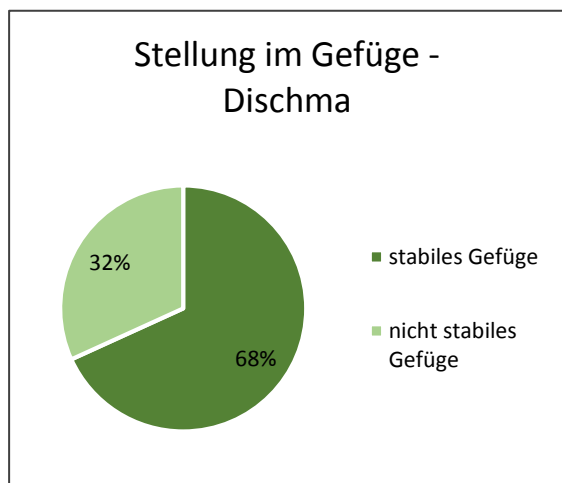


Abbildung 15: Aufteilung Stellung im Bestand, Dischma



Abbildung 16: Aufteilung Stellung im Bestand, Spegnas

In der Kategorie Kronenlänge und -form wurden in Dischma 19% der Bäume der höchsten Kategorie zugeteilt. In Spegnas waren es 14%. Wie im Aufnahmekonzept (Caflich, 2014) beschrieben, wurde bei einer stark einseitigen Krone ein zusätzlicher Punkt verrechnet und der Baum somit einer niedrigeren Klasse zugeordnet. In Dischma weisen 59% der Bäume eine Krone zwischen $\frac{2}{3}$ und $\frac{1}{2}$, 18% zwischen $\frac{1}{2}$ und $\frac{1}{3}$ und 4% eine Krone von maximal $\frac{1}{3}$ auf (vgl. Abbildung 17). In Spegnas sind es dagegen 52% in der zweiten, 29% in der dritten und 5% in der letzten Kategorie. Es ist ersichtlich, dass die Kronen in Dischma mit 78% in den beiden ersten Klassen gegenüber 62% in Spegnas als besser ausgebildet und der Baum damit als stabiler beurteilt wurde. Auch dies wird mit den Rottenstrukturen und teilweise dicht gedrängten Gruppen in Spegnas erklärt, da Bäume dort zu sehr einseitigen und teilweise schwach ausgeprägten Kronen neigen (vgl. Kapitel 2.2 Besonderheiten der Gebirgswälder)

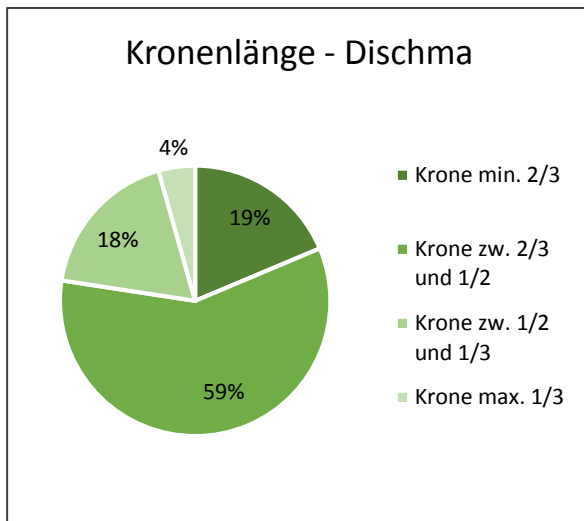


Abbildung 17: Aufteilung Kronenlänge, Dischma

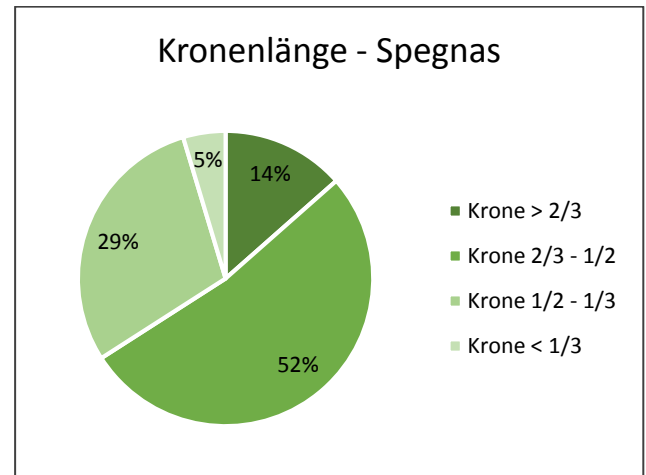


Abbildung 18: Aufteilung Kronenlänge, Spegnas

Beim Stand wurden in Dischma 60% als lotrecht und 24% als mehrheitlich gerade beurteilt. 11% der Bäume befinden sich in der dritten Klasse und wurden mit stark schief, Säbelwuchs oder auf Fels/Moderholz beurteilt. Dagegen wurden nur 4% der niedrigsten Klasse sehr stark schief zugeordnet (vgl. Abbildung 19). In Spegnas dagegen wurden 22% der Bäume als lotrecht, 62% als mehrheitlich gerade, 15% als stark schief und 1% als sehr stark schief beurteilt (vgl. Abbildung 20). Damit befinden sich in beiden Flächen 84% der beurteilten Bäume in den beiden höheren Kategorien und können somit als stabil oder relativ stabil betrachtet werden.

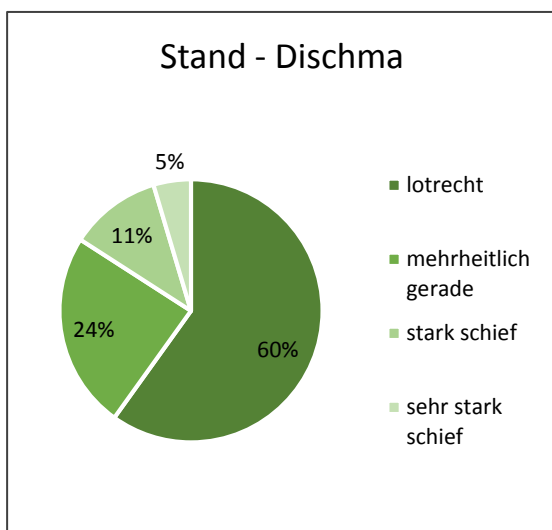


Abbildung 19: Aufteilung Stand, Dischma

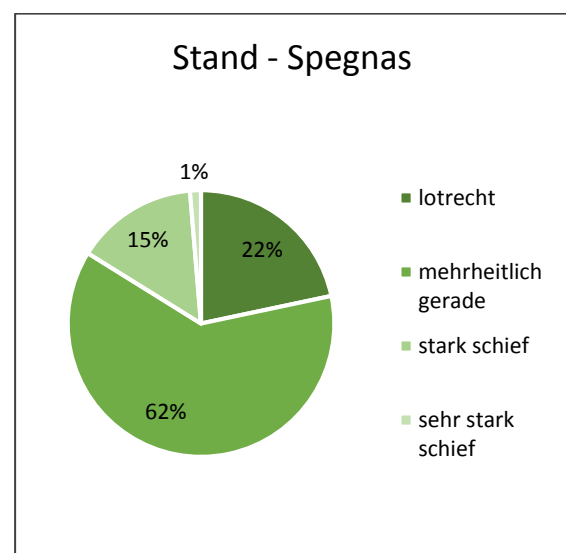


Abbildung 20: Aufteilung Stand, Spegnas

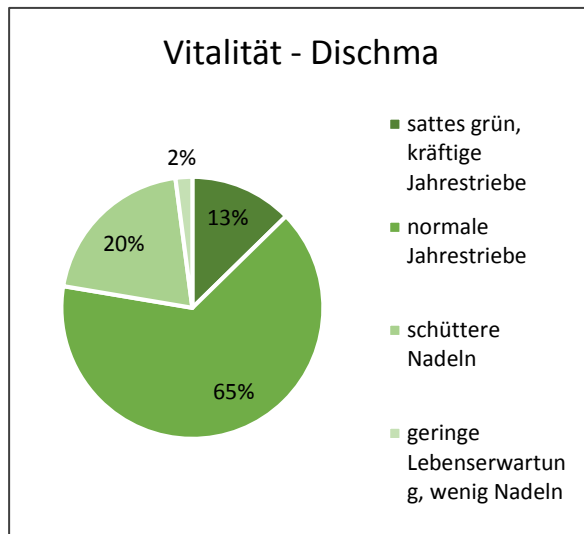


Abbildung 21: Aufteilung Vitalität, Dischma

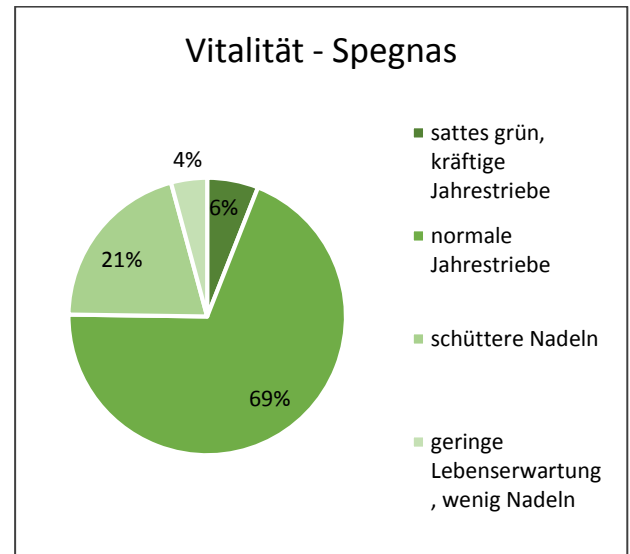


Abbildung 22: Aufteilung Vitalität, Spegnas

Bei der Stabilitätsklasse Vitalität wurden in der Fläche in Dischma 13% der Bäume mit sehr vital (sattes Grün und kräftige Jahrestriebe) bewertet. Der Grossteil der Bäume befand sich aber in der Klasse zwei mit normalen Jahrestrieben. Es handelt sich dabei um 65% der Bäume. 20% wurden aufgrund ihrer schüttereren Nadeln der dritten und 2% der niedrigsten Klasse zugeordnet (vgl. Abbildung 21). Die Aufteilung in Spegnas in die verschiedenen Vitalitätsklassen war relativ ähnlich mit 6% in der ersten, 69% in der zweiten, 21% in der dritten und 4% in der vierten Klasse (vgl. Abbildung 22). In beiden Flächen wurde der Grossteil der Bäume (78% in Dischma und 75% in Spegnas) einer der beiden höheren Klassen zugeordnet.

Bei den Schäden schlussendlich weisen 46% der beurteilten Individuen in Dischma keine Schäden auf. 39% dagegen zeigten vermehrten Harzfluss und 9% weisen gröbere Schäden, vor allem am Stammfuss auf. 6% der Bäume haben enorme Schäden und teilweise sogar offene Faulstellen (vgl. Abbildung 23). In Spegnas teilen sich die Bäume wie folgt auf: 25% ohne Schäden, 47% mit leichten Schäden und daher vermehrtem Harzfluss, 17% mit gröberen Schäden und 11% mit grossen Schäden und offenen Faulstellen (vgl. Abbildung 24). Vergleicht man die beiden Flächen miteinander fällt auf, dass in Dischma bedeutend weniger Bäume (15%) gröbere Schäden oder Faulstellen gegenüber Spegnas (28%) aufweisen. Ausserdem weisen in Dischma 46% gar keine Schäden auf. Dieser Wert liegt in Spegnas dagegen nur bei 25%. Mögliche Ursachen für das schlechtere Abschneiden der Fläche in Spegnas könnten Schälschäden durch das Wild oder Schäden durch die Bewirtschaftung sein.

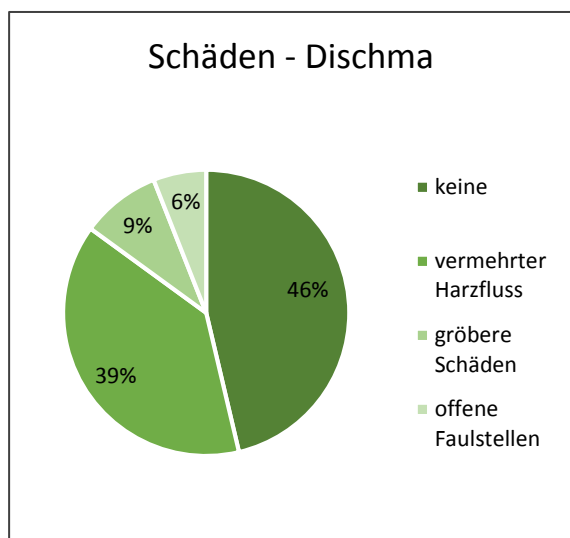


Abbildung 23: Aufteilung Schäden, Dischma

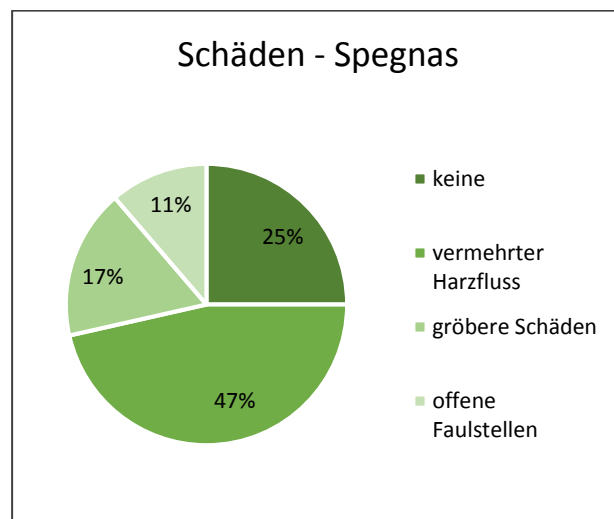


Abbildung 24: Aufteilung Schäden, Spegnas

4.1.2 Unterschiede nach Baumart

Bei der Stabilität in Dischma können gewisse Abweichungen je nach Baumart nachgewiesen werden. Unter Einbezug der Lärchen gibt es eine Tendenz zu einer etwas besseren Bewertung. Konkret sind bei Fichten 50% der untersuchten Bäume in den Klassen gut und gut-mittel. Betrachtet man nur die Lärchen sind es dagegen 76% (vgl. Abbildung 25). Die relativ geringe Anzahl von nur 66 Lärchen ist jedoch evtl. zu klein für ein repräsentatives Ergebnis. Bei der Betrachtung der gesamten Fläche ist der Einfluss der Lärchen gering, da ihr Anteil mit rund 15% der betrachteten Bäume insgesamt eher klein ist.

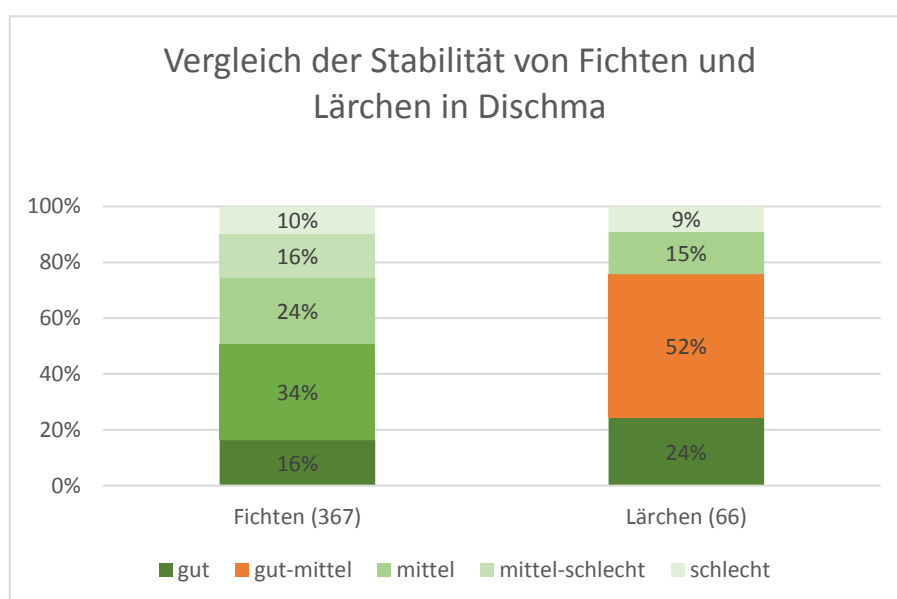


Abbildung 25: Vergleich der Stabilitätswerte aufgeteilt nach Fichten (367 Bäume) und Lärchen (66 Bäume) in Dischma. Bei den Lärchen sind keine Bäume in der Kategorie "mittel-schlecht" vorhanden.

Im Vergleich der Durchschnitte der berechneten Stabilitätswerte pro Beurteilungspunkt der Fichten und Lärchen in Dischma fällt auf, dass die Lärche in 4 der 6 Kategorien besser abschneidet als die Fichte. Dies sind der Schlankheitsgrad, die Stellung im Gefüge, der Stand sowie die Schäden. Bei der Kronenlänge dagegen erreichen die Fichten den besseren Wert und bei der Vitalität wurde kein Unterschied festgestellt (vgl. Tabelle 3).

Tabelle 3: Vergleich der berechneten Stabilitätswerte für die Fichten und Lärchen in Dischma. Grün markiert die stabilere Punktzahl.

	Schlankheit	Stellung	Kronenl.	Stand	Vitalität	Schäden
Fichten	1.17	1.74	1.35	1.86	2.12	2.02
Lärchen	1.06	1.03	1.86	1.58	2.11	1.65

4.1.3 Unterschiede nach BHD

Der BHD scheint auf das Gesamtergebnis für die Stabilität in Dischma nur einen kleinen Einfluss zu haben. Während den Feldaufnahmen entstand der Eindruck, dass Bäume mit einem kleinen BHD eher besser und somit stabiler bewertet wurden. Dies kann jedoch aufgrund der separaten Auswertung der Bäume mit einem BHD kleiner als 20 cm und grösser als 20 cm nicht bestätigt werden (vgl. Abbildung 26). Es sind nur wenige Unterschiede vorhanden. So wurden 49% der Bäume mit einer BHD kleiner als 20 cm den beiden höchsten Stabilitätsklassen gut und gut-mittel zugeordnet. Bei den Bäumen mit einem BHD grösser als 20 cm sind es 56%. Diese Gruppe schneidet sogar etwas besser ab, allerdings ist der Unterschied gering.

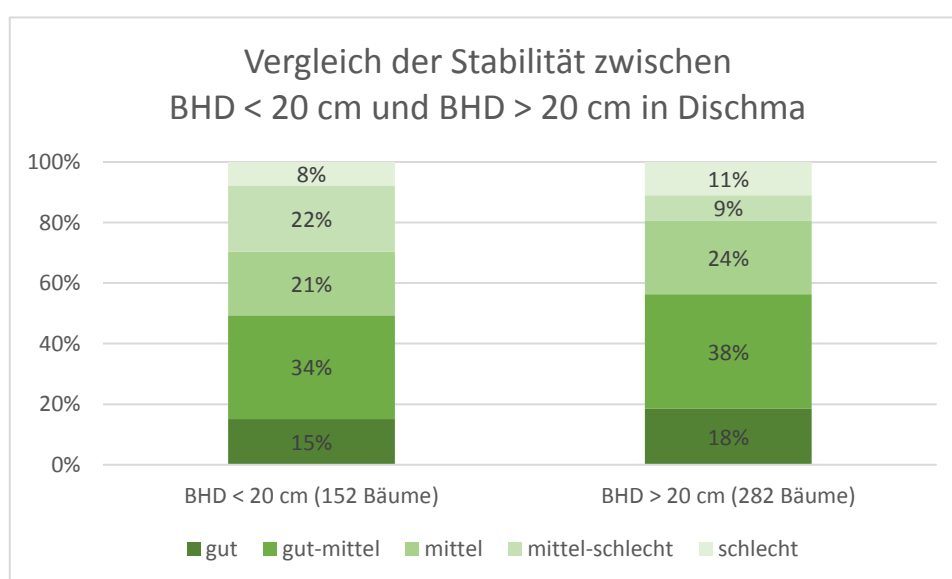


Abbildung 26: Vergleich der Stabilitätswerte von Bäumen mit BHD < 20 cm (152 Bäume) und BHD > 20 cm (282 Bäume) in Dischma.

Betrachtet man das Korrelationsdiagramm des BHD und des berechneten Stabilitätswertes für die Werte in Dischma (vgl. Abbildung 27) wird ersichtlich, dass bei den sehr hohen Stabilitätswerten (somit instabile Individuen) mit wenigen Ausnahmen keine Bäume mit grossem BHD vorhanden sind. Dieser Zusammenhang ist aber eher schwach ausgeprägt und wohl mindestens teilweise auf den Anteil der Lärchen in Dischma zurückzuführen, welche tendenziell grosse BHD aufweisen und als stabiler bewertet wurden (vgl. Kapitel 4.1.2 und 5.1.2). Auch Caflisch stellte in seiner Semesterarbeit (2014) mit den ermittelten Stabilitätswerten für die Fläche in Spegnas keinen ausgeprägten Zusammenhang zwischen dem BHD und dem Stabilitätswert fest.

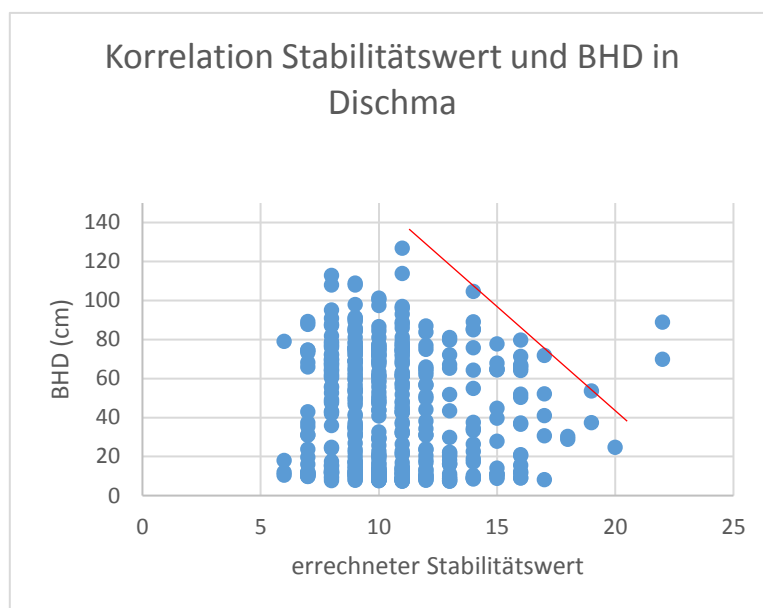


Abbildung 27: Korrelation zwischen errechnetem Stabilitätswert und BHD in Dischma. Die Linie zeigt, dass bei den Bäumen mit grösserem BHD mit wenigen Ausnahmen keine hohen und somit sehr instabilen Werte erreicht wurden.

4.1.4 Stabilität Bestand

Für die Bewertung der Stabilität spielen natürlich auch Kriterien eine Rolle, welche über die Betrachtung des Einzelbaumes hinaus reichen. Caflisch (2014) definiert den Standort, Boden und die Durchwurzelung als solche Faktoren. Auch hier gilt, je tiefer der Wert, umso stabiler der Standort. Es wurden für beide Flächen dieselben Punktzahlen vergeben. Beim Standort befinden sich beide Marteloskope in einer Hanglage mit mittlerer Wuchsgeschwindigkeit. Für den Boden wurden jeweils 3 Punkte vergeben, da an beiden Orten eher mächtige Auflagehorizonte und flachgründige und saure Böden vorhanden sind. In Dischma sind hier je nach Standort innerhalb der Fläche gewisse Unterschiede vorhanden. Die Flachgründigkeit ist bei den umgestürzten Bäumen und ihren Wurzeltellern gut ersichtlich. Oft ist bereits nach wenigen cm Fels oder Gestein vorhanden. Auch bei der Durchwurzelung befinden sich beide Flächen mit 3 Punkten in der niedrigeren Kategorie, da eher kleine, nicht tief wurzelnde Wurzelteller ersichtlich sind. Gut zu erkennen ist

dies wiederum bei den umgestürzten Bäumen (vgl. Tabelle 4). Da sich die beiden Flächen in der bestandesspezifischen Stabilität also nicht unterscheiden, wird auf dieses Thema in den Ergebnissen nicht mehr weiter eingegangen. (evtl. Foto)

Tabelle 4: Vergleich der Stabilität auf Ebene Bestand der beiden Flächen.

	Dischma	Spegnas
Standort	2	2
Boden	3	3
Durchwurzelung	3	3

4.2 Mikrohabitate

Für die Bewertung des Naturschutzwertes wurden in Spegnas bei insgesamt 498 Bäumen die vorhandenen Mikrohabitate gemäss dem Katalog Integrate+ aufgenommen. Zwei nummerierte Bäume der Fläche sind seit der Erfassung der Marteloskopfläche umgestürzt und wurden als liegendes Totholz erfasst (Nummer 21 und 24). Einer konnte nicht gefunden werden in der Fläche (Nummer 385). Bei 36 Bäumen wurden Mikrohabitate aufgenommen, welche als tot aber noch stehend eingestuft wurden. Ebenfalls wurden drei Bäume (Nummer 37.1, 47.1 und 407.1) als lebend definiert, welche bisher in den Daten fehlten. Bei den begutachteten Bäumen handelt es sich mit Ausnahme einer Lärche und einer Vogelbeere ausschliesslich um Fichten.

Insgesamt wurden in Spegnas 564 Mikrohabitate an allen Bäumen vorgefunden (vgl. Tabelle 5). Am häufigsten wurden Stamm- und Mulmhöhlen > 10 cm mit Bodenkontakt (Anzahl 172), Harzfluss > 50 cm (Anzahl 126), Blatt- und Strauchflächen > 25% der Stammoberfläche (Anzahl 79) und freiliegender Splint 25 – 600 cm², Zerfall < 3 (Anzahl 65) aufgenommen. Bei 319 der total 498 Bäume wurde mindestens 1 Mikrohabitat festgestellt. Dies entspricht rund 64%. Das Maximum lag dabei bei 5 Mikrohabitaten pro Baum. Diese Zahl wurde von 5 Bäumen erreicht.

Die Daten zu den Mikrohabitaten der Fläche in Dischma waren bereits vorhanden und wurden durch ... am ... aufgenommen. Es wurden 489 Bäume betrachtet und insgesamt 484 Mikrohabitate vorgefunden. Korrigiert man diesen Wert mit der Fläche von Dischma (1.18ha) auf 1 Hektare für den Vergleich mit Spegnas erhält man 410 Mikrohabitate/ha. Am häufigsten waren Stamm- und Mulmhöhlen > 10 cm (Anzahl 86), Blatt- und Strauchflechten > 25% der Stammoberfläche (Anzahl 101), Kronenbruch, Zwieselbruch (Anzahl 23) und Harzfluss > 50 cm (Anzahl 46).

Im Vergleich der beiden Flächen wurden in Spegnas mit 564 Mikrohabitaten/ha gegenüber 410 in Dischma deutlich mehr Strukturen vorgefunden. Einer der wesentlichen Unterschiede zwischen

den beiden Flächen sind deutlich mehr freiliegender Splint, 25-600 cm² (65 gegenüber 16), Harzfluss (126 gegenüber 46) und Risse und Spalten, L > 30 cm, B > 1 cm, T > 10 cm (25 gegenüber 3) in Spegnas als in Dischma. In Dischma sind dagegen bedeutend mehr Kronen- und Zwieselbrüche (23 gegenüber 3), Totäste (insgesamt 25 gegenüber 3), Rindentaschen (10 gegenüber 2) und Anzeichen von Spechten (14 gegenüber 2) vorhanden.

Tabelle 5: Vergleich der Anzahl Mikrohabitate pro Standort und Kategorie

Mikrohabitat	Spegnas	Dischma Total	Dischma pro Hektare
Spechthöhlen < 4 cm	0	5	4
Spechthöhlen 5-6 cm	1	0	0
Spechthöhlen > 10 cm (Frasslöcher)	1	12	10
Stammfusshöhlen > 5 cm	26	34	29
Stamm- und Mulmhöhlen > 10 cm, Bodenkontakt	172	102	86
Stamm- und Mulmhöhlen > 30 cm, Bodenkontakt	6	3	3
Stamm- und Mulmhöhlen > 10 cm, ohne Bodenkontakt	2	0	0
Asthöhlen > 5 cm	1	0	0
Asthöhlen > 10 cm	0	2	2
wassergefüllte Höhlung > 3 cm, Stammfuss	2	0	0
Insektengallerien, kleine Löcher	7	10	8
Freiliegender Splint, 25 - 600 cm ² , Zerfall < 3	65	19	16
Freiliegender Splint, > 600 cm ² , Zerfall < 3	11	16	14
Freiliegender Splint, 25 - 600 cm ² , Zerfall = 3	0	6	5
Freiliegender Splint, > 600 cm ² , Zerfall = 3	0	3	3
Kronenbruch, Zwieselbruch	3	27	23
Zersplitterter Stamm	1	1	1
Risse und Spalten, L > 30 cm, B > 1 cm, T > 10 cm	25	3	3
Risse und Spalten, L > 100 cm, B > 1 cm, T > 10 cm	2	4	3
Rindentaschen, B > 1 cm, T > 10 cm, H > 10 cm, Öffnung unten	0	12	10
Rindentaschen, B > 1 cm, T > 10 cm, H > 10 cm, Öffnung oben	2	0	0
Grobe Rindenstruktur	2	0	0
Totäste, 10 - 20 cm, L > 50 cm, besonnt	0	3	3
Totäste, > 20 cm, L > 50 cm, besonnt	0	4	3
Totäste, 10 - 20 cm, L > 50 cm, nicht besonnt	3	22	19
Krebsartiges Wachstum > 20 cm	17	17	14
mehrfährige Porlinge, > 10 cm	0	2	2
Blatt und Strauchflechten, > 25% vom Stamm	79	119	101
Harzfluss, > 50 cm	126	54	46
Mikroböden Krone	1	4	3
Mikroböden Rinde	9	0	0
Total	564	484	410

4.2.1 Ökologischer Wert der beiden Flächen

In der Auswertung des ökologischen Wertes aufgrund der gewichteten Bedeutung der Mikrohabitate mittels der von Integrate+ zur Verfügung gestellten Excel Liste ergeben sich für Spegnas 7760 Punkte und für Dischma 5169 pro Hektare (vgl. Tabelle 6). Zur Vereinfachung wurden einzelne Werte zusammengefasst (vgl. **Anhang**).

Tabelle 6: Vergleich des ökologischen Wertes beider Flächen gemäss Gewichtung Integrate+.

Vergleich ökologischer Wert	Spegnas	Dischma	Dischma/ha
Erreichte Punktzahl mit Gewichtung	7760	5841	5169

4.2.2 Verhältnis zwischen Anzahl Mikrohabite und ökologischem Wert

Im Vergleich der Anzahl Mikrohabitate mit dem ökologischen Wert gem. Integrate+ der beiden Flächen wird ersichtlich, dass Spegnas mehr ökologisch wertvolle Strukturen aufweist. Setzt man die beiden Werte in ein Verhältnis (Wert Spegnas geteilt durch Wert Dischma), ergibt sich ein Verhältnis von 1.50 für den ökologischen Wert und 1.38 für die Anzahl Mikrohabitate (vgl. Tabelle 7). Spegnas weist also nicht nur mehr Mikrohabitate auf, sondern diese sind auch wertvoller für die Biodiversität.

Tabelle 7: Verhältnis von ökologischem Wert und der Anzahl Mikrohabitate beider Flächen.

	Spegnas/ha	Dischma/ha	Verhältnis (Spegnas/Dischma)
Ökologischer Wert	7760	5169	1.50
Anzahl Mikrohabitate	564	410	1.38

4.2.3 Einfluss der Stammzahlen auf die Anzahl Mikrohabite

Berücksichtigt man für den Vergleich der Anzahl Mikrohabitate pro Hektare die effektiven Stammzahlen (lebend und tot) pro Hektare fällt der Unterschied zwischen den beiden Flächen etwas weniger stark aus. So sind mit 564 Mikrohabitaten bei 498 Stämmen in Spegnas rund 1.13 Mikrohabite pro Stamm vorhanden. In Dischma sind es mit 410 Mikrohabitaten bei einer Stammzahl von 414 pro Hektare 0.99 Mikrohabitate pro Baum (vgl. Tabelle 8).

Tabelle 8: Anzahl Mikrohabitate pro Baum der beiden Flächen.

	Spegnas	Dischma/ha
Anzahl Mikrohabitate	564	410
untersuchte Bäume	498	414
Mikrohabitate pro Baum	1.13	0.99

4.2.4 Einfluss des BHD auf die Anzahl Mikrohabitate

Tendenziell ist die Anzahl der Mikrohabitate pro Baum höher bei Bäumen mit grösserem BHD (vgl. Abbildung 28). Bei null bis drei Mikrohabitaten ist dieser Trend nicht festzustellen.

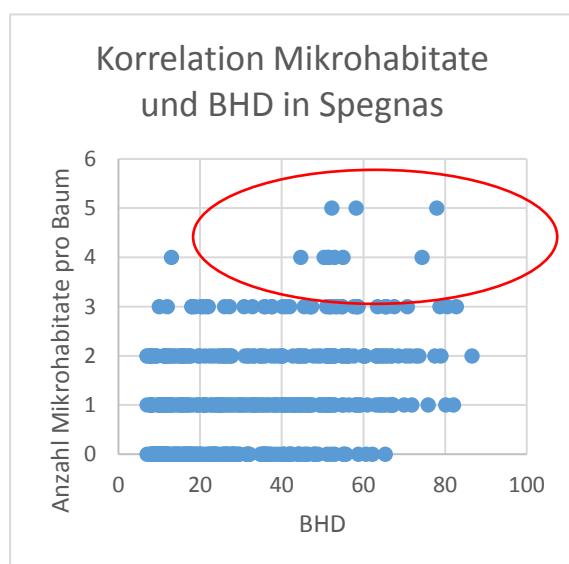


Abbildung 28: Korrelation zwischen dem BHD und der Anzahl von Mikrohabitaten pro Baum, Spegnas

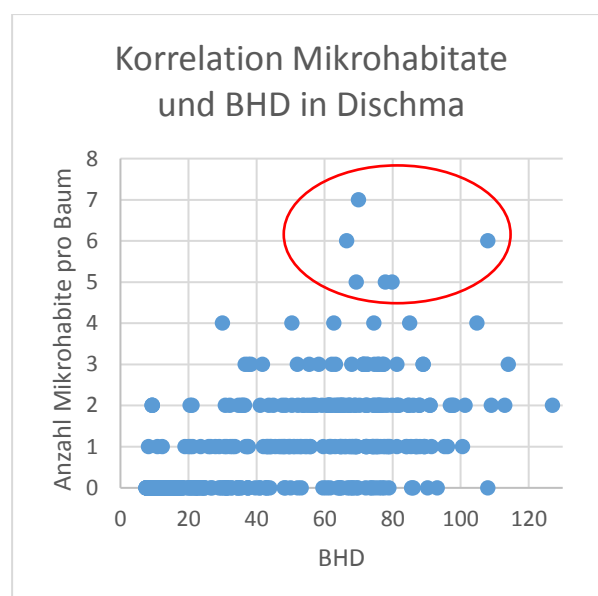


Abbildung 29: Korrelation zwischen dem BHD und der Anzahl von Mikrohabitaten pro Baum, Dischma

4.3 Totholz

Im Vergleich des Totholzvolumens der beiden Flächen fällt auf, dass die Anzahl liegender Totholzstücke beinahe identisch ist. In Spegnas wurden 76 und in Dischma 72 Stück gemäss den Kriterien "Erhebungsmethode liegendes Totholz in Kernflächen von Naturwaldreservaten" (Brang & Robin, 2009) erfasst. Beim Totalvolumen dieser liegenden Stücke kann jedoch ein grosser Unterschied festgestellt werden. In Spegnas summiert sich das liegende Totholz auf 13.5 m³ und in Dischma auf 46.7 m³. Bei den Wurzelstöcken wurden in Spegnas 159 Stück mit 22.7 m³ und in Dischma 33 Stück mit 11.1 m³ aufgenommen. Schlussendlich wurden 20 Wurzelteller in Spegnas mit einem geschätzten Totalvolumen von 17.2 m³ aufgenommen. Dagegen waren in

Dischma nur deren 10 Wurzelteller vorhanden, dafür wiesen diese ein Totalvolumen von 21 m³ auf. Beim stehenden Totholz wurde das Volumen mittels den Einheitstarifen für den Kanton Graubünden ermittelt. Die 36 Dürrständer (stehendes Totholz) in Spegnas ergeben insgesamt 12.1 m³, während die 10 Stück in Dischma 18.1 m³ aufweisen. Somit beläuft sich das gesamte Totholzvolumen für Spegnas auf 65.5 m³ und für Dischma auf 96.9 m³. Da die Marteloskopfläche in Dischma mit 1.18 ha leicht grösser ist, wurden die Werte für die Vergleichbarkeit des totalen Totholzvolumens auf eine Hektare umgerechnet. Daraus ergeben sich 82.1 m³/ha. Da Spegnas eine Fläche von 1 ha aufweist, muss das Resultat nicht umgerechnet werden. Für den Vergleich der beiden Marteloskope mit anderen Flächen sollten jedoch nur die beiden Werte "liegend" und "stehend" betrachtet werden, da diese in der Forschung heute gängige Grössen sind und mittels den verwendeten Methoden wissenschaftlich zu erheben und vergleichen sind. Die Werte für die Wurzelstöcke und –teller dienen aufgrund ihrer relativ ungenauen Erhebungsart eher als Anhaltspunkt für die Diskussion und weitere Forschung (vgl. Tabelle 9).

Tabelle 9: Vergleich des Totholzvolumens der beiden Flächen

	Spegnas		Dischma			
	Anzahl	m ³	Anzahl	m ³	Anzahl/ha	m ³ /ha
liegend	76	13.5	72	46.7	61	39.6
stehend	36	12.1	10	18.1	8	15.3
Total 1		25.6		64.8		54.9
Wurzelstöcke	159	22.7	33	11.1	28	9.4
Wurzelteller	20	17.2	10	21	8	17.8
Total 2		65.5		96.9		82.1

4.3.1 Liegendes Totholz

Vergleicht man die Resultate der Aufnahmen des liegenden Totholzes in den beiden Flächen (Tabelle 10), so fällt auf, dass das durchschnittliche Volumen pro Stück in Dischma mit 0.64 m³ gegenüber 0.18 m³ in Spegnas bedeutend grösser ist. Dies widerspiegelt sich auch im maximalen Volumen pro Stück mit 5.38 m³ in Dischma gegenüber 1.91 m³ in Spegnas. Auch aus dem Boxplot mit logarithmischer Skala aus Abbildung 30 wird ersichtlich, dass in Dischma das durchschnittliche Volumen pro Totholzstück höher ist. Dies wird ebenfalls durch mehrere Ausreisser mit grossem Volumen bekräftigt.

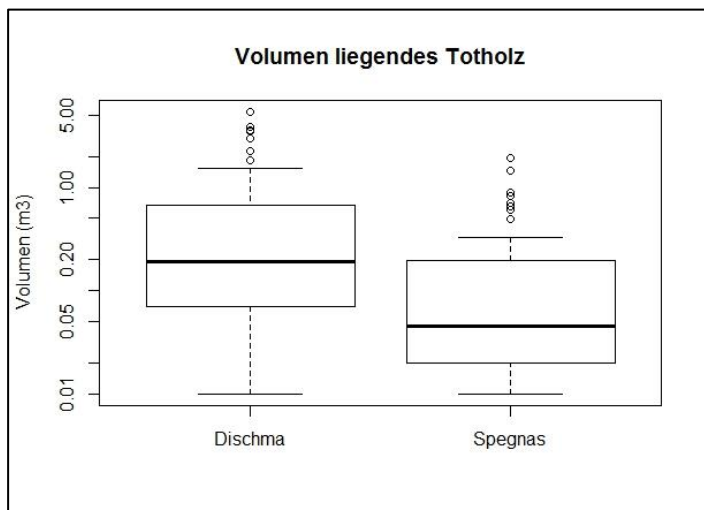


Abbildung 30: Boxplot des Volumen (m^3) des liegenden Totholzes in den beiden Flächen mit logarithmischer Skala.

Auch bei der durchschnittlichen Länge der Totholzstücke ergibt sich das gleiche Resultat. So liegt der Wert in Dischma mit 8.5 m deutlich über den 3.9 m in Spegnas. Es sind also deutlich mehr lange Totholzstücke in Dischma vorhanden. Dies kann ebenfalls dem Boxplot in Abbildung 31 entnommen werden.

Tabelle 10: Übersicht Resultate liegendes Totholz

Vergleich liegendes Totholz	Spegnas	Dischma
Durchschnitt Volumen pro Stück (m^3)	0.18	0.64
Max. Volumen (m^3)	1.91	5.38
Min. Volumen (m^3)	0.01	0.01
Durchschnitt Länge (m)	3.9	8.5
Max. Länge (m)	25.2	32.0
Min. Länge (m)	0.7	2.0
Durchschnitt max. Durchmesser (m)	0.26	0.30
Durchschnitt min. Durchmesser (m)	0.21	0.17
Anzahl Stämme	76	67
Anzahl Äste	0	6
Durchschnitt Festigkeit	2.45	2.64
natürlich	44	68
Schnitt	30	7
Grund unbekannt	2	0
Fichten	57	25
Vogelbeeren	5	4
Nadelholz	14	31
Lärchen	0	12
Baumart unbekannt	0	1

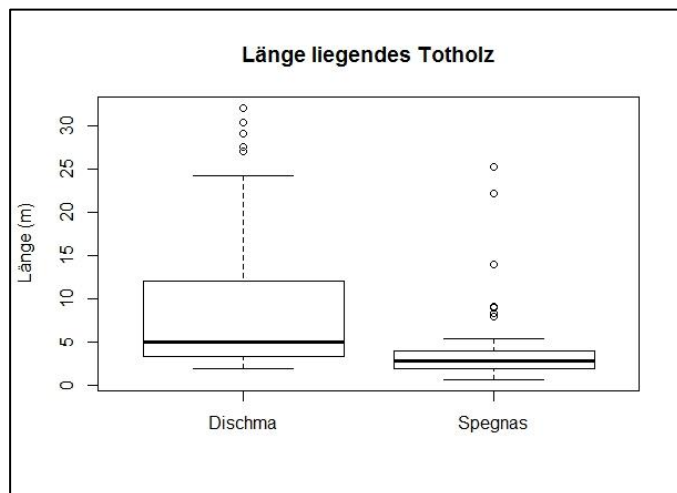


Abbildung 31: Boxplot der Längen (m) der Totholzstücke in den beiden Flächen.

Bei den maximalen und minimalen Durchmessern und dem Festigkeitsgrad der Totholzstücke und somit deren Zersetzung dagegen ist kein grosser Unterschied feststellbar. Die Festigkeit liegt in Dischma bei 2.64 und in Spegnas bei 2.45. Der Durchschnitt für den maximalen Durchmesser liegt in Spegnas bei 0.26 m und in Dischma bei 0.3 m. Für den Durchschnitt des minimalen Durchmessers sind es 0.21 m in Spegnas und 0.17 m in Dischma.

Bei den 72 liegenden Stück Totholz in Dischma wird von einem natürlichen Grund für deren Umstürzen ausgegangen, da keine Schnittspuren zu sehen sind. Bei 7 Totholzstücken sind jedoch Schnittstellen vorhanden, da 2 Stämme nach dem Umfallen zwecks Räumung des Wanderweges zerschnitten wurden. Dagegen sind bei 30 der insgesamt 76 Stück in Spegnas klare Schnittspuren ersichtlich. In Spegnas wurden insgesamt 57 Fichten, 5 Vogelbeeren und 14 Nadelholz Stücke gezählt. Insgesamt wurden in Dischma 25 Fichten, 12 Lärchen, 31 Nadelgehölze und 4 Vogelbeeren erfasst.

4.3.2 Stehendes Totholz

Für den Vergleich des stehenden Totholzes der beiden Flächen werden zuerst die Stammzahlen betrachtet, wobei für die Auswertungen nur Fichten und Lärchen berücksichtigt wurden. In Spegnas wurden 36 von 497 Bäumen als tot aufgenommen. Dies ergibt einen Anteil von 7.24%. Dieser Wert liegt mit 2.26% in Dischma etwas tiefer. Hier gelten 10 der insgesamt 443 beurteilten Bäume als tot. Für die Berechnung der Volumen sowohl der lebenden als auch toten Bäume wurde der Tarif 6 der Einheitstarife des Kantonsgraubünden verwendet (vgl. [Anhang](#)). Gemäss Auskunft von Peter Bebi und Kathrin Kühne vom HAFL in Zollikofen ist dieser Tarif am besten für eine Annäherung an die realen Vorräte geeignet (mündlich, 2016). In Spegnas liegt der Anteil des stehenden Totholzes mit 12.1 m³ bei 1.46%. Bei der Fläche in Dischma sind es 1.41%. Für

diese Berechnungen wurden die Werte der gesamten Fläche in Dischma verwendet, da sich der prozentuelle Anteil nicht verändert, ob die gesamte Fläche oder nur eine 1 ha betrachtet wird (für Werte pro Hektare vergleiche Tabelle 9). Das stehende Totholzvolumen in Dischma liegt bei 18.1 m³. Betrachtet man die Basalfläche (Stammquerschnittsfläche auf BHD-Messhöhe), so machen die Dürrständer in Spegnas einen Anteil von 1.13% und in Dischma von 1.38% der Gesamtbasalfläche aus (vgl. Tabelle 11).

Tabelle 11: Vergleich des stehenden Totholzes mit den lebenden Bäumen in den beiden Flächen.

Vergleich stehendes Totholz	Spegnas	Dischma
Anzahl Dürrständer	36	10
Anzahl lebende Bäume	461	433
Stämme Total	497	443
Volumen Dürrständer (m ³)	12.1	18.1
Volumen lebende Bäume (m ³)	819.3	1268.3
Volumen Total (m ³)	831.4	1286.4
Basalfläche Dürrständer (m ²)	0.64	1.47
Basalfläche lebend (m ²)	55.9	105.4
Basalfläche Total (m ²)	56.6	106.8
Anteil Dürrständer (Stamm)	7.24%	2.26%
Anteil Dürrständer (Volumen)	1.46%	1.41%
Anteil Dürrständer (Basal)	1.13%	1.38%

Im Boxplot zum Vergleich der BHD des stehenden Totholzes und der lebenden Bäume (vgl. Abbildung 32) wird ersichtlich, dass die Dürrständer in Dischma mehrheitlich einen grösseren BHD als in Spegnas aufweisen. Dies gilt ebenfalls für die noch lebenden Bäume. Bei beiden Flächen sind die BHD der Dürrständer kleiner als die der lebenden Bäume, wobei der Unterschied in Spegnas grösser ist.

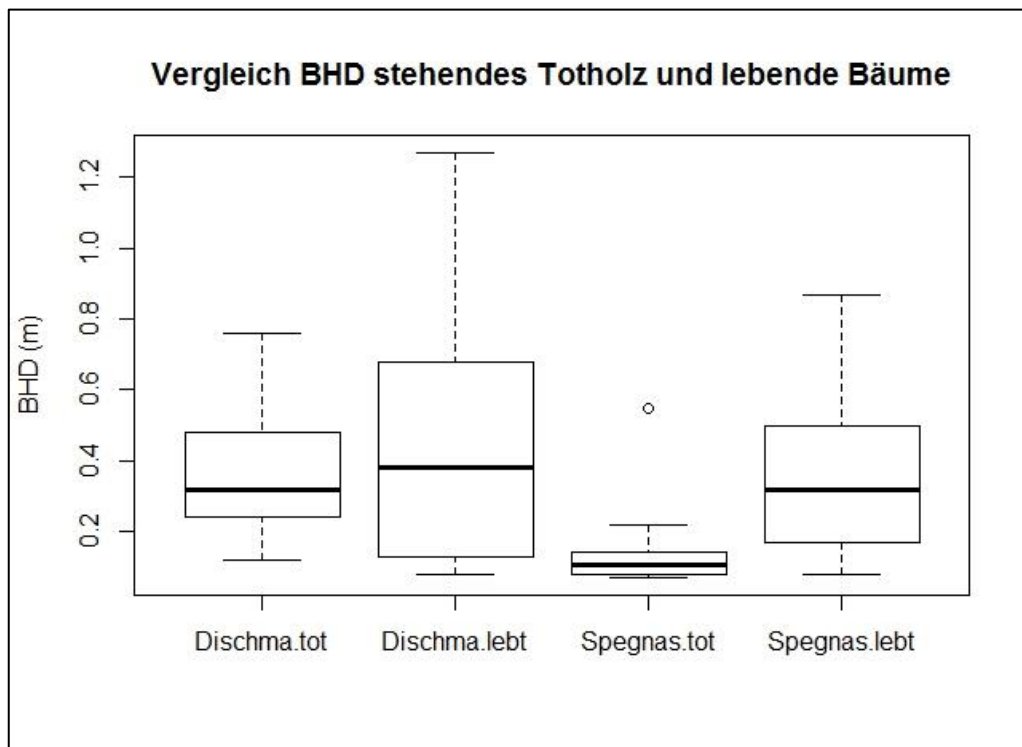


Abbildung 32: Boxplot mit Vergleich der BHD des stehenden Totholzes und der lebendenden Bäume in den beiden Flächen.

4.3.3 Wurzelstöcke

In Dischma wurden 28 Wurzelstöcke mit insgesamt 9.4 m³ pro Hektar festgestellt. In Spegnas waren es dagegen 160 Stück mit 22.7 m³ (vgl. Tabelle 9).

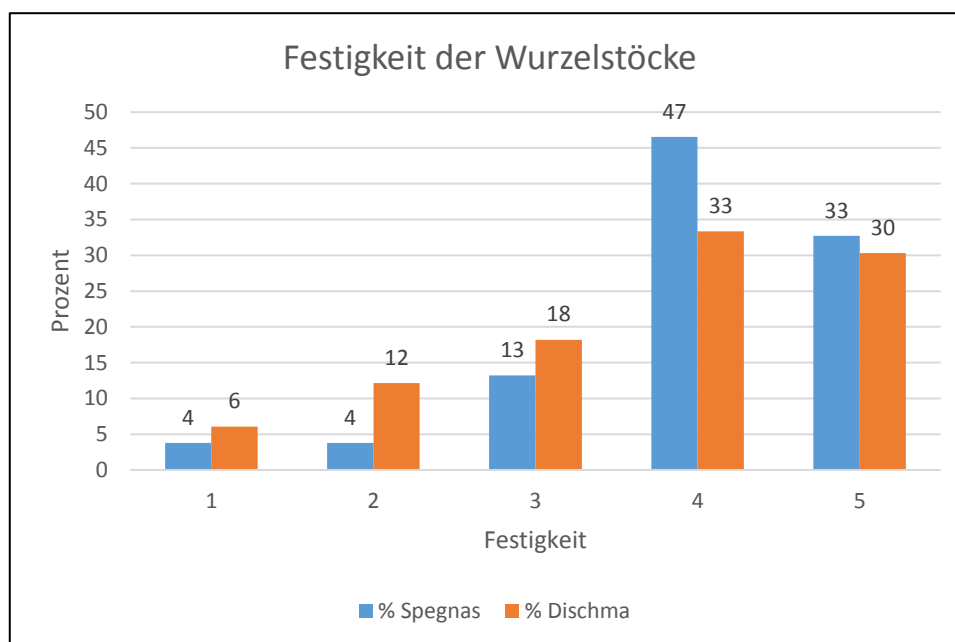


Abbildung 33: Festigkeit der Wurzelstöcke in Prozent. Je höher der Wert für die Festigkeit, desto stärker die Zersetzung. Vergleich der beiden Flächen.

Bei der Festigkeit der Wurzelstöcke und damit dem Zersetzungsgrad, wird ersichtlich, dass in Dischma in der Stufe 2 prozentual mehr Wurzelstöcke als in Dischma vorhanden sind, dafür aber weniger in der Stufe 4. Insgesamt sind in beiden Flächen hauptsächlich Stöcke mit Festigkeit 4 und 5 festgestellt worden (80% in Spegnas, 63% in Dischma), was bereits auf eine starke Zersetzung hindeutet.

Tabelle 12: Vergleich der Wurzelstöcke in den beiden Flächen.

Vergleich Wurzelstöcke	Dischma		Spegnas	
	Anzahl	%	Anzahl	%
Verjüngung vorhanden	12	36.4	84	52.8
keine Verjüngung vorhanden	21	63.6	75	47.2
keine Schnittspuren	29	87.9	5	3.1
Schnittspuren vorhanden	4	12.1	94	59.1
Grund unbekannt	0	0	60	37.8

Werden die Wurzelstöcke im Hinblick auf ihre wichtige Funktion für die Verjüngung im Gebirgswald betrachtet (vgl. Kapitel 2.2 Besonderheiten der Gebirgswälder) so wird deren Bedeutung auch in den beiden hier untersuchten Flächen ersichtlich. An beiden Orten weist ein beachtlicher Teil der Wurzelstöcke eine darauf stattfindende Verjüngung auf. In Dischma macht dieser Anteil 36.4% und in Dischma sogar 52.8% aus. In beiden Flächen entstand der Eindruck, dass ansonsten eher wenig Verjüngung vorhanden ist. In Spegnas sind bei 59.1% der Stöcke eindeutige Schnittspuren ersichtlich. In Dischma liegt der Anteil Wurzelstöcke mit Schnittflächen bei nur 12.1% (vgl. Tabelle 12).

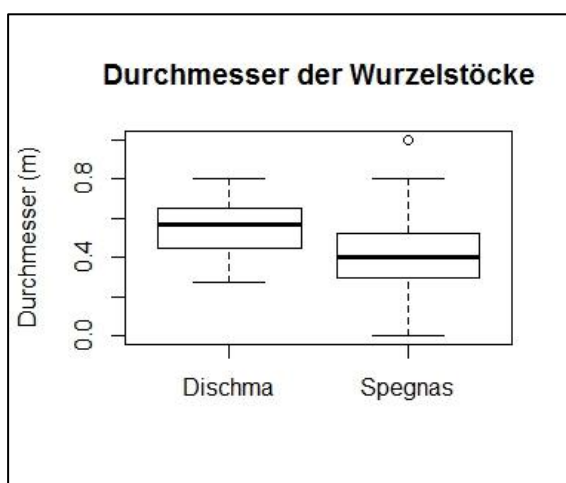


Abbildung 34: Boxplot der Durchmesser der Wurzelstöcke in beiden Flächen.

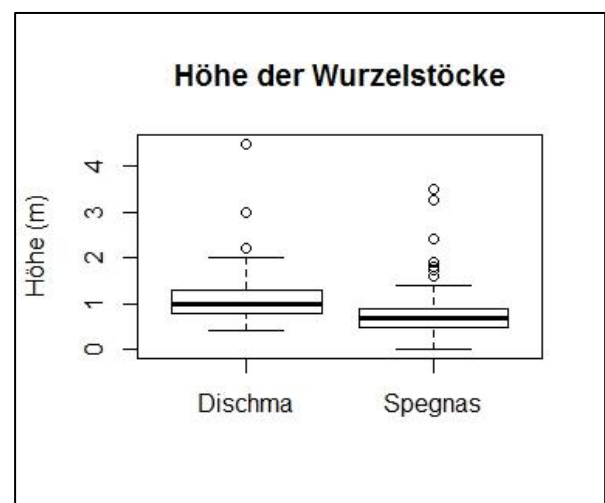


Abbildung 35: Boxplot der Höhen der Wurzelstöcke in beiden Flächen.

Bei den Durchmessern und Höhen der Wurzelstöcke, wird aus den Boxplots (vgl. Abbildung 34 und Abbildung 35) ersichtlich, dass beide Werte in Dischma tendenziell etwas höher liegen als in Spegnas.

4.3.4 Wurzelteller

Da die Volumen der Wurzelteller nur geschätzt wurden, wird auf eine statistische Auswertung dieser Daten verzichtet. In Spegnas wurden 20 Wurzelteller mit 17.2 m³ und in Dischma 8 Stück mit 17.8 m³ pro Hektare vorgefunden. Die Grössen aus der Tabelle 9 sollen einem gutachterlichen Vergleich der beiden Flächen dienen. Dabei fällt auf, dass in Spegnas mit 20 Stück zwar doppelt so viele Wurzelteller wie in Dischma vorhanden sind, diese aber durchschnittlich geringere Volumina aufweisen. Bei der Verjüngung wurden in Spegnas bei 30% und in Dischma bei 50% der Wurzelstöcke Ansamungen oder Jungwuchs vorgefunden (vgl. Tabelle 13).

Tabelle 13: Vergleich der Wurzelteller in den beiden Flächen betreffend der Verjüngung.

Vergleich Wurzelteller	Dischma		Spegnas	
	Anzahl	%	Anzahl	%
Verjüngung vorhanden	5	50	6	30
keine Verjüngung vorhanden	5	50	14	70

4.4 BHD Klassen, Vorrat und Stammzahlen

Für die Berechnung des Vorrates in den beiden Flächen wurden die Bäume beider Flächen in sogenannte BHD Klassen eingeteilt. Diese Klassen kommen auch beim Kluppieren in der Forstwirtschaft zum Einsatz. Mittels dem Einheitstarif für den Kanton Graubünden ([Verweis Anhang](#)) lassen sich dann die Volumen der einzelnen Bäume und somit der Vorrat eines Bestandes abschätzen.

Aus Abbildung 36 wird ersichtlich, dass die Fläche in Dischma über mehr Bäume in den grösseren BHD Klassen und somit über den grösseren Holzvorrat insgesamt als Spegnas verfügt. Für die Darstellung wurden die Bäume aufgrund ihrer BHD in Gruppen zusammengefasst. Alle Bäume mit einem BHD kleiner als 11 wurden der Gruppe 10 zugeordnet. In der Gruppe 14 sind alle Bäume mit einem BHD grösser/gleich 11 und kleiner als 15, usw. Berücksichtigt wurden nur lebende Bäume, sowie Fichten und Lärchen. Für Dischma wurden die Stammzahlen von 1.18 ha auf 1 ha umgerechnet. Verwendet man diese BHD Klassen um das Volumen der lebenden Bäume mittels dem Einheitstarif zu berechnen, so ergeben sich für Spegnas 819.3 m³/ha und für

Dischma 1'268.3 m³, wobei dieser Wert in Dischma für die Vergleichbarkeit noch auf 1 ha umgerechnet werden muss. Der Vorrat an lebenden Bäumen in Dischma liegt damit bei 1'074.8 m³. Für die Berechnung des Vorrates wurden alle Bäume berücksichtigt, welche einen BHD grösser 8 cm aufweisen. Alle Bäume mit einem BHD von 8 bis 18 cm wurden dem Tarif 1 zugeordnet. In der Forstwirtschaft werden solch dünne Bäume oft noch nicht in den Vorrat eingerechnet.

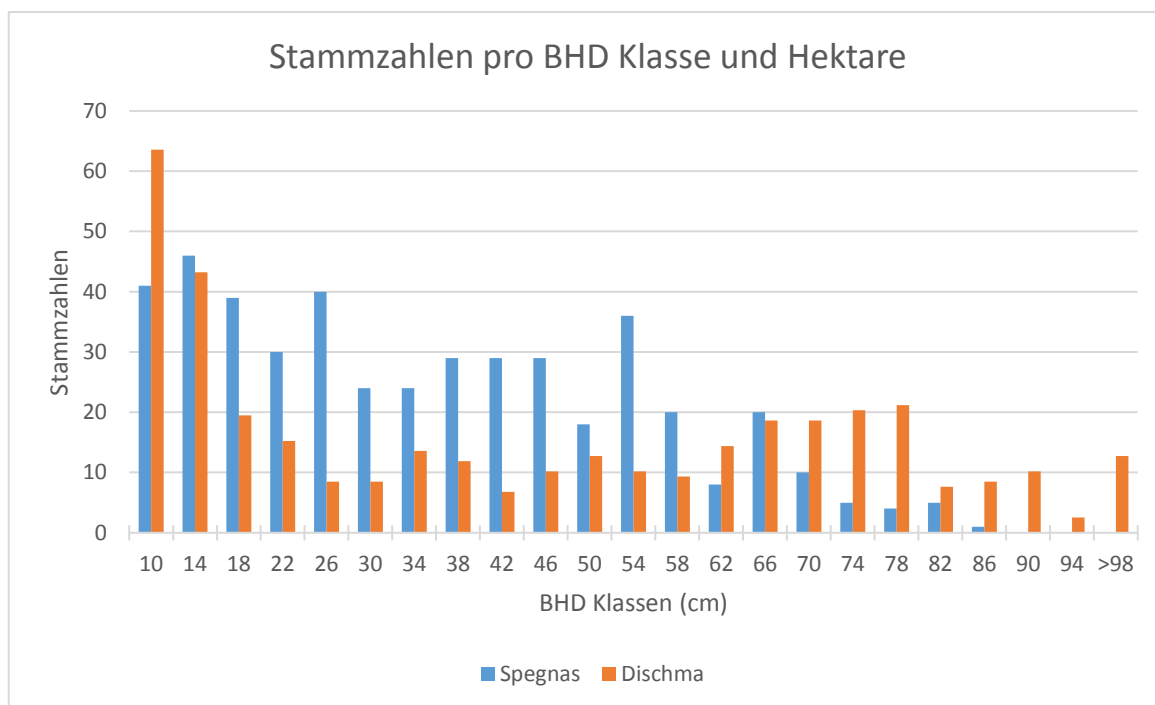


Abbildung 36: Aufteilung der lebenden Bäume der beiden Flächen nach BHD Klassen. Berücksichtigt wurden nur Fichten und Lärchen. Die Stammzahlen in Dischma wurden von 1.18 ha auf 1 ha umgerechnet.

Eine weitere Möglichkeit zur Charakterisierung der beiden Flächen bietet die Einteilung in die Stärkeklassen gemäss den Entwicklungsstufen aus dem NaiS (Frehner, Wasser, & Schwitter, 2005). Dort werden die Bäume aufgrund ihres BHD in 5 Gruppen eingeteilt: Jungwuchs (<12 cm), Stangenholz (12-30 cm), schwaches Baumholz (31-40 cm), mittleres Baumholz (41-50 cm) und starkes Baumholz (>50 cm). Aufgrund der Verteilung der Bäume in diesen Klassen sind in beiden Flächen Plenterstrukturen ersichtlich. Es sind in allen Entwicklungsstufen Bäume vorhanden. Auffällig ist jedoch, dass in Dischma die beiden Kategorien schwaches (Anzahl 27) und mittleres (Anzahl 28) Baumholz eher kleine Stammzahlen aufweisen. Dafür sind viele junge (82 Jungwuchs und 76 Stangenholz) und alte (Anzahl 154) Bäume vorhanden. In Spegnas ist die Verteilung etwas homogener, wobei hier vor allem die Stangenhölzer mit 160 und das starke Baumholz mit 110 Stücken herausstechen. Die Stammzahlen in Dischma wurden von 1.18 ha auf 1 ha umgerechnet (vgl. Abbildung 37).

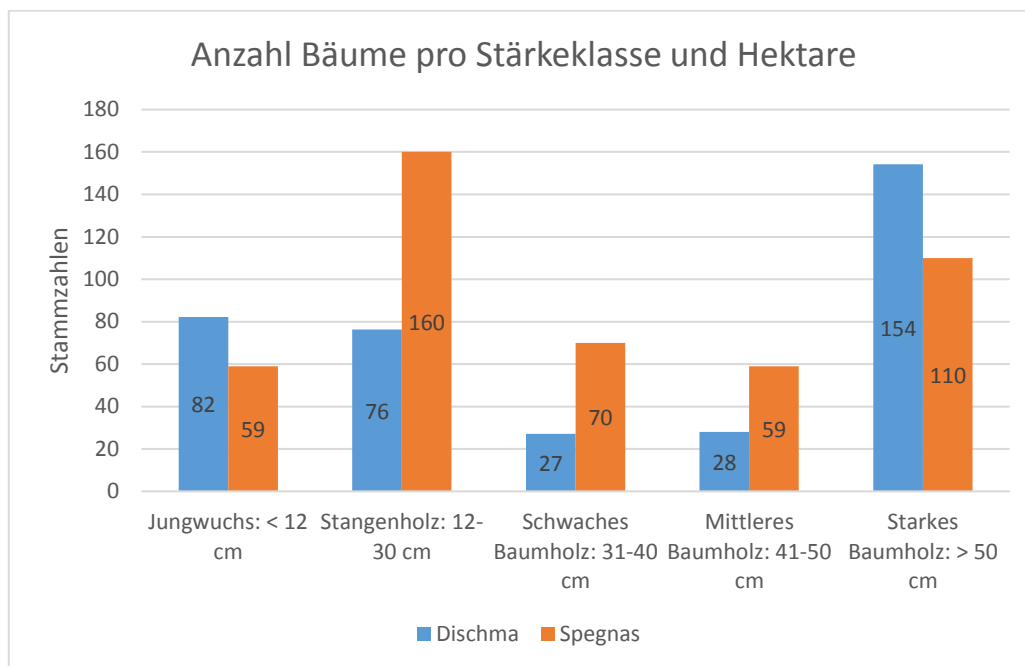


Abbildung 37: Anzahl Bäume pro Stärkeklasse aufgeteilt nach Fläche. Berücksichtigt wurden nur Fichten und Lärchen. Die Anzahl in Dischma wurde von 1.18 ha auf 1 ha umgerechnet.

Betrachtet man die Stammzahlen der beiden Flächen (alle Baumarten, lebend und tot), so wird ersichtlich, dass in Spegnas mit 498 Stämmen pro Hektare deutlich mehr Bäume als in Dischma (414) vorhanden sind (vgl. Tabelle 14). Dies unterstreicht, die in den Flächen wahrnehmbaren lichtereren Verhältnisse in Dischma.

Tabelle 14: Stammzahlen der beiden Flächen Total und pro Hektare. Berücksichtigt wurden alle lebenden und toten, stehenden Bäume

	Spegnas	Dischma Total	Dischma pro Hektare
Stammzahl (lebend und tot)	498	488	414

5 Diskussion

5.1 Einzelbaumstabilität

Bei der berechneten Stabilität aufgrund der Beurteilung der Einzelbäume schneidet die Marteloskopfläche in Dischma mit 55% der Bäume in den beiden höchsten Klassen "gut" und "gut-mittel" gegenüber Spegnas mit 44% deutlich besser ab. In den beiden niedrigsten Klassen "schlecht" und "mittel-schlecht" sind es in Dischma 23% und in Spegnas 27%. Dieses Ergebnis deckt sich auch mit der zuerst vorgenommenen persönlichen Stabilitätsschätzung. Auch hier erreicht Dischma mit 42% in den beiden höchsten Klassen gegenüber 34% in Spegnas das bessere Resultat. Auffällig ist hier vor allem der hohe Anteil in den beiden niedrigeren Klassen in Spegnas. So wurden durch Caflisch (2014) 38% der Bäume mit "schlecht" oder "mittel-schlecht" beurteilt. In Dischma waren es dagegen nur 23%.

Die Fläche in Dischma erzielt also betreffend der mechanischen Stabilität die höheren Werte und gilt somit als stabiler gegenüber Störungen und Naturgefahren.

5.1.1 Unterschiede bei den Beurteilungsklassen

Bei den einzelnen Beurteilungspunkten schneidet Dischma bei der Kronenlänge und -form, dem Stand und den Schäden besser ab als Spegnas. Dagegen weist Spegnas die besseren Werte für die Stellung im Gefüge auf. Dies ist auf die teilweise klar ersichtlichen Rottenstrukturen in Spegnas zurückzuführen. Caflisch (2014) hat in seiner Aufnahme Bäume, welche klar einer Rotte zugeordnet werden können, den höheren Wert vergeben. Ott et al. (1997) weisen in ihrem Buch darauf hin, dass solche Rottenstrukturen im Gebirgswald besonders stabil sind. Der Bestand in Dischma weicht hier etwas ab und ist eher durch grosse Einzelbäume und dicht gedrängte Verjüngungstrupps gezeichnet. Beim Schlankheitsgrad und der Vitalität sind keine relevanten Unterschiede in den beiden Flächen erkennbar.

Hauptgrund für das bessere Resultat in Dischma sind die beiden Kategorien Stand und Schäden. Ein lotrechter, gerader Baum ist bedeutend stabiler als ein Hänger. Je schiefere ein Baum, umso stärker wirken Gravitationskräfte wie Schneedruck auf ihn (Caflisch, 2014). So weisen in Dischma 60% der Bäume einen lotrechten Stand auf. In Spegnas sind es nur 22%. Schäden sind oft eine Eintrittspforte für Kernfäule und andere Krankheiten. Gerade die Fichte ist stark von Kernfäule betroffen. Sind Bäume durch solche Krankheiten befallen, nimmt ihre Widerstandskraft stark ab (Wunder, 2014). In Dischma weisen 46% der Bäume keine Schäden auf, während es in Spegnas nur 25% sind. Gerade die Kriterien Schäden und Stand fallen besonders ins Gewicht, da sie

Caflich (2014) als Killerkriterium für Stabilität im Gebirgswald erachtet und sie daher in der Auswertung stärker gewichtet wurden.

Eine mögliche Ursache für das bessere Abschneiden Dischmas bei den Schäden könnte die Abwesenheit einer Bewirtschaftung sein. So sind in Spegnas bei mehreren Bäumen Schäden ersichtlich, welche aufgrund früherer Holzschläge entstanden sind dürften (Rückeschäden). In Dischma wurde bereits seit vielen Jahrzehnten kein Holzschlag mehr durchgeführt und daher sind keine vergleichbaren Schäden ersichtlich. In Spegnas geht ausserdem eine nicht kleine Zahl der Schäden auf das Schälen der Baumrinde durch das Wild zurück. Solche Schäden traten vor allem bei Bäumen mit kleinerem BHD auf. In Dischma konnten ebenfalls keine Schäden dieser Art festgestellt werden.

5.1.2 Einfluss der Baumarten auf die Stabilität

Betrachtet man für Dischma die Ergebnisse der Baumarten Lärche und Fichte getrennt voneinander, so fällt auf, dass die Lärche in 4 der 6 Klassen (Schlankheitsgrad, Stellung im Gefüge, Stand und Schäden) besser abschneidet als die Fichte. Nur bei der Kronenlänge erreicht die Fichte einen besseren Wert. Diese Unterschiede sind oft mit der Morphologie der jeweiligen Art erklärbar. So bildet die Lärche z. B. anfänglich Pfahl-, später dann Herzwurzeln. Sie gilt allgemein als Tiefwurzler. Die Fichte dagegen ist ein Flachwurzler und bildet einen relativ weiten Wurzelteiler anstelle einer Pfahlwurzel (ETH Zürich, 1995). Daher weist die Lärche oft einen stabileren Stand auf und kann auch unter schwierigen Bedingungen im Gebirgswald eher gerade aufwachsen. Hier neigt die Lärche dazu, einen etwas geschwungenen Stamm auszubilden (ETH Zürich, 1995). Dies ist auch in Dischma zu beobachten. Daher ist bei ihr ein schiefer Stand schwerer zu erkennen, als bei einer Fichte mit einem geraden aber leicht schief stehenden Stamm. Ausserdem sind bei der groben Rindenstruktur Schäden schwerer zu erkennen.

Die Lärchen wurden in Dischma eher als stabile, grosse Einzelbäume vorgefunden. Selten nur, waren sie in dicht gedrängten Beständen, welche tendenziell eher als instabil bewertet wurden, zu finden. Auffällig sind ebenfalls die grossen BHD bei den Lärchen. Der Durchschnitt liegt bei 66 cm (vgl. **Anhang**). Bei Fichten sind es dagegen nur 40 cm. In den noch jungen Stärkeklassen fehlt die Lärche praktisch komplett. Dies ist mindestens teilweise auf das Fehlen von lockeren, frischen Böden zurückzuführen. Die Lärche ist eine lichtbedürftige, konkurrenzschwache Pionierbaumart. Die Fichte ist in ihren Ansprüchen deutlich weniger anspruchsvoll (ETH Zürich, 1995).

Brang et al. (2004) halten in ihrem Bericht fest, dass die heutige Störungsresistenz der Schutzwälder auch aufgrund der hohen Fichtenanteile, welche im Vergleich zu anderen Baumarten störungsanfälliger sind, vermindert sein dürfte. Ebenso sind gleichförmige Bestände gegenüber

Strukturierten anfälliger. Diese beiden Punkte tragen laut Brang et al. (2004) wesentlich zu den hohen Zwangsnutzungsanteilen im Gebirge bei. Betrachtet man nun Dischma mit seinen rund 14% Lärchen und 9% Vogelbeeren (wenig Einfluss auf Stabilität) dürfte dies ebenfalls zu einer positiveren Bewertung der Fläche führen. Bei den Strukturen sind bei den Flächen keine grossen Unterschiede auszumachen. So weisen beide Flächen wie bereits erwähnt verschiedene Stärkeklassen auf, wobei in Dischma das mittlere und starke Baumholz etwas untervertreten ist.

5.1.3 Weitere relevante Punkte für die Stabilität

Neben der Störungsresistenz ist gemäss Brang et al. (2004) wohl auch die Störungselastizität in den heutigen Schutzwäldern gegenüber Naturwäldern vermindert. Gründe dafür sind der Lichtmangel in dichten Beständen, hohe Wilddichten und oftmaliger Moderholzmangel (für die Verjüngung). Auch in diesen Punkten schneidet die Fläche in Dischma wesentlich besser ab. So ist sie mit 414 gegenüber 498 Stämmen pro Hektare deutlich lichter, was sich auch in der Fläche wahrnehmen lässt. Ausserdem weisen starker Verbiss und Schälsschäden auf einen relativ hohen Wilddruck in Spegnas hin. Dies wird auch durch H. Bucher und M. Hürlimann (mündlich, 2016) bestätigt. Zuletzt weist die Fläche in Dischma mit 39.6 m³/ha liegendem Totholz gegenüber 13.5 m³/ha in Spegnas bedeutend mehr Totholz auf. Allerdings dürfte dies teilweise durch die hohe Anzahl von 159 Wurzelstöcken in Spegnas gegenüber 28 in Dischma aufgehoben werden.

Positiv auf die Störungselastizität beider Flächen wirken sich die vielen jungen Bäume in den Kategorien Jungwuchs (Dischma 82, Spegnas 59) und Stangenholz (Dischma 76, Spegnas 160) aus. Sollten grosse Bäume durch Störungen wie Naturereignisse oder Krankheiten ausfallen, steht der Nachwuchs bereit, diese Lücken zu füllen.

5.1.4 Diskussion der Methode

Die Methode für die Bewertung der Einzelbaumstabilität gemäss Caflisch (2014) wird insgesamt als interessante Ausgangslage betrachtet, soll bei einer Fläche betreffend der mechanischen Stabilität genauer hingeschaut werden. Die Methode gem. NaiS untersucht nur ganze Bestände und vernachlässigt einzelne Bäume. Trotz dem Vermerk von Caflisch, dass dieses Bewertungssystem nur auf Fichten ausgelegt ist und beim Vorhandensein von anderen Baumarten nicht angewendet werden soll, wurde in Absprache mit den Korrektoren entschieden, diese Methode auch für Dischma zu verwenden. Gründe dafür sind, dass es kein System gibt, welches mehrere Baumarten gleichzeitig berücksichtigt. Ausserdem soll diese Arbeit Inputs für die Weiterentwicklung des Systems an der HAFL liefern. Schlussendlich war der Anteil und somit der Einfluss der Lärchen mit 14% gering. Die Vogelbeeren wurden bewusst nicht bewertet. Die Mehrheit der Beurteilungspunkte können für die Lärche übernommen werden. Der grösste Unterschied liegt wohl in der

Ausprägung der Krone, welche in der Jugend oft kegelförmig, im Alter aber oft breit und abgeflacht ausgeprägt ist (Häne, 2012). Hier müsste der Schlüssel für die Beurteilung der Lärchen wohl angepasst werden, da sie im Unterschied zur Fichte keine Kronenlänge von mind. $\frac{2}{3}$ benötigt, um stabil zu sein.

Viele Punkte zur Methode wurden bereits in der Arbeit von Caflisch (2014) diskutiert und sollen hier nicht im Detail aufgegriffen werden. Schwierig gestaltete sich die Einteilung der Bäume bei der Stellung im Gefüge/Bestand, da immer wieder Kleinkollektive und Rottenstrukturen zu erkennen waren. Ausserdem sind bei einigen Beurteilungspunkten zu viele Klassen vorhanden und es ist kaum möglich die Bäume nachvollziehbar einer Klasse zuzuordnen. Einige Beurteilungspunkte könnten mit teilweise einfachen Mitteln aussagekräftiger gestaltet werden. So fehlt z.B. beim Stand eine Definition was genau "schief" oder "stark schief" bedeutet. Somit ist das Resultat sehr stark vom jeweiligen Beurteilenden abhängig. Dies könnte z. B. mit einer Grad-Angabe gelöst werden. Bei der Kategorisierung der Schäden könnte eine Flächenangabe, wie dies bei der Aufnahme der Mikrohabitate gelöst wurde, hilfreich sein. Aufgrund dieser fehlenden Definitionen ist die Beurteilung teilweise stark gutachterlich und subjektiv.

Der Punkt Stellung im Bestand/Gefüge ist im Feld schwer abzuschätzen. So entstehen grosse Unsicherheiten, ob ein Baum nun zu einem stabilen Gefüge zählt oder nicht, ob ein Kleinkollektiv bereits ein stabiles Gefüge darstellt oder nicht oder ob ein Baum noch zu einer solchen Gruppe gezählt werden kann oder nicht. Ausserdem wird nicht klar, wie ein stabiler Einzelbaum zu bewerten ist. Da es sich bei der Methode um die Betrachtung der Einzelbaumstabilität handelt, könnte dieser Punkt eventuell für die Beurteilung weggelassen werden oder die höchste Stabilität mindestens um den Punkt "stabiler Einzelbaum" ergänzt werden.

Für die persönliche Stabilitätsbeurteilung wären 3 Klassen (gut, mittel und schlecht) ausreichend. Im Feld ist die Unterteilung in 5 Gruppen eher schwer vorzunehmen. Für den Vergleich könnten dann die Klassen "gut" und "gut-mittel", sowie "mittel-schlecht" und "schlecht" der berechneten Stabilitätswerte zusammengefasst werden. Je nach Fragestellung könnte es ausserdem hilfreich sein, die Kronenlänge und -form um die Angabe der radialen Ausprägung einer einseitigen Krone zu erfassen. Reicht diese also weniger als $\frac{1}{3}$, zwischen $\frac{1}{3}$ und $\frac{2}{3}$ oder mehr als $\frac{2}{3}$ um den Baum herum.

5.2 Mikrohabitate

In Spegnas wurden mit 564 gegenüber 410 Mikrohabitaten pro Hektare deutlich mehr Habitatsstrukturen festgestellt. So wurden in Spegnas deutlich mehr freiliegende Splinte und Harzfluss aufgenommen. Diese Mikrohabitate können mit Schäden an Bäumen in Verbindung gebracht werden. Diese sind zum einen auf die Bewirtschaftung und der daraus folgender Rückeschäden, sowie das Schälen durch das Wild zurückzuführen. Das Resultat deckt sich mit der tieferen Bewertung Spegnas bei der Stabilität im Punkt der Schäden. In Dischma sind dagegen bedeutend mehr Kronen- und Zwieselbrüche feststellbar. Dies könnte auf den Verzicht der Bewirtschaftung in Dischma zurückzuführen sein. In Spegnas wurden solche Bäume wahrscheinlich im Rahmen von Durchforstungen entfernt. Das Vorhandensein von mehr Totästen in Dischma wird auf die Lärche zurückgeführt, welche bedeutend stärkere Äste als die Fichte ausbildet, welche in der Regel zu dünn sind für die Aufnahmekriterien. Dies dürfte auch bei den Rindentaschen der Fall sein, besitzt die Lärche doch eine relativ grobe Rindenstruktur (Häne, 2012). Auffällig ist auch der Unterschied bei den Spuren von Spechten, welche für die Biodiversität eine grosse Rolle spielen (vgl. Kapitel 2.4 Mikrohabitate). In Dischma wurden mehr Strukturen vorgefunden, welche mit dem Specht in Verbindung gebracht werden. Dies deutet auf eine vermehrte Präsenz des Spechtes in diesem Bestand hin, wovon eine Vielzahl weiterer Arten profitieren dürfte (Winter & Möller, 2008). Bei den Rissen und Spalten in Spegnas wurden auch Strukturen aufgenommen, welche nicht ganz eine Tiefe von 10 cm aufwiesen, da diese doch als wichtiger Lebensraum erfasst werden sollten. Daher ergibt sich dort ein Unterschied zwischen den beiden Flächen. Bei den anderen Mikrohabitaten weichen die Zahlen für die beiden Flächen entweder nur gering ab, oder können durch den Autor nicht erklärt werden.

Obwohl die Fläche in Dischma weniger stark durch Eingriffe gezeichnet ist als Spegnas, weist sie gemäss den Aufnahmen weniger Mikrohabitate pro Hektare auf. Dies ist teilweise auch auf die geringere Stammzahl pro Hektare und somit die lichtereren Strukturen in Dischma zurückzuführen. Unter dieser Berücksichtigung fällt der Unterschied zwischen den beiden Flächen mit 1.13 Mikrohabitaten pro Baum in Spegnas und 0.99 Mikrohabitaten in Dischma weniger stark aus.

Werden die beiden häufigsten Kategorien Harzfluss und Stammfusshöhlen > 10 cm weggelassen und somit der Effekt aufgrund einer unterschiedlichen Bewertung etwas abgeschwächt, sind die Anzahl Mikrohabitate/ha für beide Flächen bereits vergleichbar (Spegnas 266, Dischma 278).

Bütler und Lachat (2009) stellten in ihrer Studie einen deutlichen Unterschied zwischen der Anzahl Mikrohabitate in bewirtschafteten und nicht mehr bewirtschafteten Wäldern fest. So fanden sie ungefähr doppelt so viele Habitatsstrukturen in den unbewirtschafteten Wäldern. Auch Winter und Möller (2008) kamen zu einem ähnlichen Schluss. In den beiden untersuchten Flächen in

Dischma und Spegnas ergab sich jedoch ein anderes Resultat. Dies ist unter anderem darauf zurückzuführen, dass die Forscher jeweils Bestände untersuchten, welche zumindest teilweise intensiv als Wirtschaftswälder bewirtschaftet werden. In Spegnas ist die Holznutzung in der untersuchten Fläche bereits seit längerer Zeit aufgrund der tiefen Holzpreise relativ gering. So konnten sich auch hier Bäume mit Mikrohabitaten entwickeln, welche in einem stark genutzten Wirtschaftswald wohl einer Durchforstung zum Opfer gefallen wären. Ausserdem werden in diesen Studien die Gebirgswälder eher vernachlässigt. Da hier der Holznutzungsdruck generell tiefer ist und die Bestände tendenziell eher lichter sind, dürfte der Unterschied zwischen bewirtschafteten und nicht bewirtschafteten Flächen geringer ausfallen (Angst, 2012).

5.2.1 Ökologischer Wert

Wie das Verhältnis zwischen der Anzahl gefundener Mikrohabitate und dem ermittelten ökologischen Wert zeigt, sind die vorhanden Strukturen in Spegnas nicht nur zahlreicher, sondern auch ökologisch wertvoller. So sind in Spegnas 1.38-mal mehr Mikrohabitate pro Hektare als in Dischma vorhanden. Beim ökologischen Wert erreicht Spegnas dagegen sogar den 1.5-mal höheren Wert.

Für die Gewichtung der Mikrohabitate zur Berechnung des ökologischen Wertes wurden die Werte der Excel Liste gem. Integrate+ verwendet. Wie diese Gewichtung im Detail zustande kommt, wird in den Unterlagen zur Methode allerdings nicht erläutert. Eventuell wären hier Anpassungen aufgrund unterschiedlicher Wichtigkeit einzelner Strukturen in Gebirgswäldern und Wäldern des Mittellandes erforderlich.

5.2.2 Einfluss des BHD auf die Anzahl Mikrohabitate

Sowohl für Dischma als auch Spegnas konnte ein Zusammenhang zwischen dem BHD und der Anzahl Mikrohabitate pro Baum erkannt werden. Je grösser der BHD umso eher weist ein Baum Mikrohabitate auf. So sind auch bei den Bäumen mit mehr als 3 Mikrohabitaten vor allem dickere Bäume vertreten. Dies ist dadurch zu erklären, dass sich solche Strukturen im Laufe der Zeit entwickeln und daher vermehrt bei älteren Bäumen vorhanden sind. Dies unterstreicht die Bedeutung für Bäume mit grossem BHD für den Naturschutzwert eines Waldes. Sowohl Bütler und Lachat (2009) als auch Winter und Möller (2008) konnten diesen Nachweis erbringen.

5.2.3 Diskussion der Methode

Da die Aufnahmen durch 2 verschiedene Personen zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführt wurden, sind einzelne Abweichungen sicher auch durch die subjektive Wahrnehmung zu

erklären. So wurden in Spegnas z.B. deutlich mehr Stamm- und Mulmhöhlen > 10 cm mit Bodenkontakt aufgenommen. In Dischma dagegen waren es deutlich mehr Stammfusshöhlen > 10 cm. Aus diesem Grund wurden für die Auswertung diese beiden Kategorien zusammengefasst. In der Methode sind viele Habitatsstrukturen vorhanden, welche in subalpinen Nadelwäldern eher selten vorkommen. Dies ist auf das Fehlen von Laubbäumen zurückzuführen.

In Schweizer Naturwaldreservaten werden als Habitatsstrukturen nur Kronentotholz, Risse, flächige Rindenverletzung, Höhle mit Mulm, Loch im Stamm, hohler Stamm, Saft- oder Harzfluss, Konsolenpilze und bei stehendem Totholz zusätzlich Insektenfrass aufgenommen (Tinner, Streit, Commarmot, & Brang, 2013). Ausserdem wird jeweils nur 1 Habitat an derselben Stelle am Stamm aufgenommen. Dafür wird in der Methode eine Priorisierung angegeben. Mehrere Habitatsstrukturen an verschiedenen Stellen pro Baum sind jedoch möglich. Solche detaillierte Vorgehensweisen sind bei der Integrate+ Methode nicht vorhanden und sollten ergänzt werden, um eine möglichst gleiche Durchführung durch verschiedene Personen zu gewährleisten.

5.3 Totholz

Beim der Auswertung der Totholzvolumen in den beiden Flächen wurden in Dischma insgesamt 82.1 m³/ha und in Spegnas 65.5 m³/ha ermittelt. Für diese Werte wurden das liegende und stehende Totholz, sowie die Wurzelstöcke und –teller verwendet. Damit die Werte der Flächen vergleichbar ist mit anderen Untersuchungsgebieten, sollten jedoch nur die Werte für das liegende und stehende Totholz verwendet werden. Die verwendeten Methoden sind breit bekannt und gut beschrieben. Auch in der Forschung werden meist diese beiden Werte verwendet. Dischma erreicht 54.9 m³/ha und Spegnas 25.6 m³/ha liegendes und stehendes Totholz.

Im ihrer Studie in Schweizer Wäldern fanden Bütler und Lachat (2009) zum stehenden und liegenden Totholz, durchschnittlich 119.2 ± 11.1 m³/ha in nicht bewirtschafteten und 16.7 ± 1.7 m³/ha in bewirtschafteten Flächen. Als ökologische Minimalforderung gilt 20-40 m³/ha (Bütler & Schlaepfer, 2004). Das Bundesamt für Umwelt fordert bis 2020 für die Voralpen und Alpen 25 m³/ha Totholz (Imesch, Stadler, Bolliger, & Schneider O, 2015). Sowohl Dischma als auch Spegnas erfüllen diese Vorgaben und weisen Totholz im Rahmen der Forderung für das ökologische Minimum auf. Allerdings wird im Vergleich zu nicht bewirtschafteten Flächen ersichtlich, dass Dischma hier noch relativ tiefe Werte erreicht.

In einer anderen Studie in sechs untersuchten Naturwaldreservaten in der Schweiz wurden durchschnittlich 69 m³/ha stehendes und liegendes Totholz aufgenommen (Herrmann, Conder, & Brang, 2012). In europäischen Naturwäldern kann mit 20-200 m³/ha Totholz gerechnet werden (Nilsson, et al., 2002) (Imesch, Stadler, Bolliger, & Schneider O, 2015). Diese Zahlen zeigen auf,

dass Dischma trotz der weitgehenden Abwesenheit einer Bewirtschaftung erst am Anfang einer Entwicklung zu Werten wie sie in Urwäldern anzutreffen sind, steht. Dies lässt sich ebenfalls an den Totholz mengen im Fichtenurwald von Scatlè erkennen. Hier wurden in tiefen Lagen $38 \text{ m}^3/\text{ha}$ und in höheren $153 \text{ m}^3/\text{ha}$ festgestellt (Leibundgut 1993).

Im Vergleich zum Durchschnitt der Totholz mengen in Schweizer Wäldern gem. dem 3. Landesforstinventar mit $21.5 \text{ m}^3/\text{ha}$ weisen beide Flächen höhere Werte auf (Brändli U.-B. , 2010).

Aufgrund der grossen Bedeutung von Totholz für die Biodiversität, speziell im Gebirgswald, darf davon ausgegangen werden, dass die Fläche in Dischma in diesem Punkt einen deutlich höheren Naturschutzwert aufweist als Spegnas.

5.3.1 Liegendes Totholz

Beim liegenden Totholz ist beim Volumen ein deutlicher Unterschied zwischen den beiden Flächen vorhanden. Obwohl die Anzahl mit 76 Stück in Spegnas und 61 in Dischma nicht so stark abweicht, ist mit $39.6 \text{ m}^3/\text{ha}$ in Dischma bedeutend mehr Volumen vorhanden gegenüber Spegnas ($13.5 \text{ m}^3/\text{ha}$). Dies wird ebenfalls durch die Betrachtung des durchschnittlichen Volumens pro Stück ersichtlich. In Dischma setzt sich das liegende Totholz mehrheitlich aus grossen, schweren Bäumen zusammen, welche auf natürliche Weise umgefallen sind. Im Unterschied dazu sind in Dischma vor allem dünnere Stämme vorhanden, welche ebenfalls oft Schnittspuren aufweisen (30 von 76). Grosse, dicke liegende Bäume sind in Spegnas nur wenige vorhanden. Auch bei der durchschnittlichen Länge unterscheiden sich die vorgefundenen Stücke. So ist der Wert mit 8.5 m in Dischma mehr als doppelt so gross wie in Spegnas (3.9 m) und auf die Bewirtschaftung zurückzuführen. So wurden grössere am Boden liegende Bäume in Spegnas in kleinere Teilstücke zersägt. Ausserdem ist der Anteil an grossen Bäumen am gesamten Bestand in Dischma wie bereits erwähnt deutlich grösser, wodurch auch die umfallenden Bäume grösser sind.

Vergleicht man die Werte für das liegende Totholz mit der Studie von Bütler und Lachat (2009) ($70.4 \pm 8.8 \text{ m}^3/\text{ha}$ ohne Bewirtschaftung und $11.5 \pm 1.4 \text{ m}^3/\text{ha}$ mit Bewirtschaftung) so wird ersichtlich, dass Spegnas in etwa vergleichbare Werte wie die bewirtschafteten Wälder aufweist. Im Gegensatz dazu weist Dischma im Vergleich zu den nicht bewirtschafteten Wäldern eher noch einen tiefen Wert aus.

Herrmann et al. (2012) stellten in den sechs untersuchten Naturwaldreservaten durchschnittlich $43.6 \pm 12.3 \text{ m}^3$ liegendes Totholz pro Hektare fest. Dischma liegt hier mit 39.6 m^3 im Vergleich nahe bei diesen Werten.

5.3.2 Stehendes Totholz

Beim stehenden Totholz wurden in Spegnas 36 Stück mit 12.1 m^3 und in Dischma 8 Stück mit 15.3 m^3 pro Hektare ermittelt. Obwohl die Anzahl in Dischma bedeutend kleiner ist, ist das Volumen leicht grösser als in Spegnas. Dies ist darauf zurückzuführen, dass in Spegnas nur 2 der insgesamt 36 Dürrständer einen BHD von mehr als 20 cm aufweisen. In Dischma sind es dagegen 8 von 10 (vgl. **Anhang**). Dieses Ergebnis dürfte mindestens teilweise auf die aktive Bewirtschaftung in Spegnas hindeuten, da grössere Dürrständer wohl fortlaufend entfernt wurden. Im Vergleich zu den untersuchten Flächen bei Bütler und Lachat (2009) mit 48.8 m^3 (ohne Bewirtschaftung) und 5.3 m^3 (mit Bewirtschaftung) zeigt sich, dass Dischma als nicht bewirtschaftete Fläche einen sehr geringen Wert aufweist. Spegnas dagegen liegt deutlich über den Werten für Wälder mit Bewirtschaftung dieser Studie, was wiederum auf die eher extensive Bewirtschaftung zurückzuführen ist. In den sechs untersuchten Naturwaldreservaten (Herrmann, Conder, & Brang, 2012) lag der Wert für stehendes Totholz bei $25.3 \pm 3.5 \text{ m}^3/\text{ha}$ und der Anteil am Gesamtvolumen der Flächen bei rund 5%.

Beim Anteil des stehenden Totholzes am Gesamtvolumen (Spegnas 1.46%, Dischma 1.41%) und der Gesamtbasalfläche (Spegnas 1.13%; Dischma 1.38%) erreichen beide Flächen ähnliche Werte. Diese liegen im Rahmen der Werte für Wälder mit Bewirtschaftung aus der Studie von Bütler und Lachat (2009). Dort lag der Anteil beim Volumen bei rund 1.1% und bei der Basalfläche 1.8%. Der Anteil der Dürrständer am Total der Stammzahlen lag bei 4.4%. Hier erreicht Spegnas mit 7.24% einen etwas höheren und Dischma mit 2.26% einen etwas tieferen Wert. Die Wälder ohne Bewirtschaftung wiesen bei Bütler und Lachat (2009) allerdings bedeutend höhere Werte auf. Beim Volumen waren es 6.9%, bei der Basalfläche 10.1% und bei der Stammzahl 14.2%.

Auffällig ist die tiefe Anzahl Dürrständer in Dischma. In den Naturwaldreservaten wurden durchschnittlich 136 tote, stehende Bäume gefunden (Herrmann, Conder, & Brang, 2012). Dies ist mit grosser Wahrscheinlichkeit auf die steile Hanglage und die relativ flachgründigen Böden in Dischma zurückzuführen. Wird ein Baum krank oder verletzt und beginnt abzusterben, fällt er aufgrund der stark wirkenden Gravitationskräfte (Schneedruck, usw.) relativ rasch um.

Die Vogelbeeren wurden hier bewusst nicht in die Auswertung einbezogen, da sie einerseits nur einen kleinen Anteil am Gesamtvorrat der Flächen ausmachen und sich ihr Volumen nicht per Einheitstarif berechnen lässt, da dieser nur für Nadelbäume (speziell Fichten) gilt.

5.3.3 Wurzelstöcke

Die bedeutend grössere Anzahl an Wurzelstöcken pro Hektare in Spegnas (159 Stück) gegenüber Dischma weist eindeutig auf die unterschiedliche Geschichte der Bewirtschaftung beider

Flächen hin. Aus diesen Zahlen kann geschlossen werden, dass in Spegnas immer wieder Eingriffe stattgefunden haben. Dieser Eindruck wird durch den Anteil der klar ersichtlichen Schnittspuren an den Wurzelstöcken (59.1 % in Spegnas, 12.1% in Dischma) zusätzlich bestärkt. Da die Wurzelstöcke generell relativ geringe Durchmesser aufweisen, ist eher auf Durchforstungseingriffe als Holzschläge zu schliessen. In Dischma befindet sich die Mehrheit der Stümpfe mit Schnittspuren in der Nähe des Wanderweges und sind daher eine Folge der Wegpflege.

Lachat und Bütler (2009) wiesen in ihrer Studie in noch bewirtschaftete Flächen insgesamt deutlich mehr Stümpfe nach, was auf die regelmässige Bewirtschaftung der Flächen zurückzuführen ist. Ausserdem stellten Bütler und Lachat fest, dass in den noch bewirtschafteten Wäldern vermehrt Wurzelstöcke mit einer relativ hohen Festigkeit (Stufe 1 und 2) vorhanden sind, während in den Unbewirtschafteten eher Klassen fortgeschrittener Zersetzung (Stufe 3 bis 5) vorgefunden wurden. Dadurch kann ebenfalls auf die Geschichte der Flächen rückgeschlossen werden. Interessanterweise konnte dies im Vergleich zwischen Spegnas und Dischma nicht festgestellt werden. In Spegnas waren mit 80% der grössere Anteil als in Dischma (63%) in den Festigkeitsstufen 4 und 5 und somit bereits relativ stark zersetzt. Dieses Resultat deutet wohl darauf hin, dass auch in Spegnas bereits länger nicht mehr gross eingegriffen wurde und daher die Wurzelstöcke eher eine starke Zersetzung aufweisen. Ausserdem sind die Durchmesser der Wurzelstöcke in Spegnas bedeutend kleiner, was eventuell zu einer schnelleren Zersetzung führen kann (Quelle).

Auch die tieferen Werte bei den Durchmessern und der Höhe der Wurzelstöcke in Spegnas dürfte mit der Bewirtschaftung der Fläche zu erklären sein. So sind die Wurzelstöcke mit Schnittspuren eher tief abgeschnitten und weisen einen geringeren Durchmesser auf im Vergleich zu Stümpfen mit natürlichen Ursachen für das Umfallen des Baumes.

Die im Kapitel 3.4.3 Aufnahme Wurzelstöcke beschriebene Methode sollte aufgrund des beschriebenen Vorgehens auch in anderen Flächen anwendbar sein. Allerdings gestaltete sich die Aufnahme im Feld nicht immer einfach, da z. B. der Boden sehr uneben war und es schwierig war, den richtigen Punkt für die Höhe des Wurzelstockes zu finden. Das Volumen der Wurzelstöcke wurde mittels der Formel für das Zylindervolumen berechnet. Dies dient nur einer Annäherung und weicht aufgrund der vielfältigen Formen der Wurzelstöcke von der Realität ab. Trotzdem kann diese Methode für den Vergleich zwischen zwei Flächen gewisse Trends ersichtlich machen.

5.3.4 Wurzelteller

Obwohl in Dischma mit nur 8 Wurzeltellern eine deutlich geringere Anzahl als in Spegnas (20) gefunden wurde, sind die Volumina praktisch identisch. Die Wurzelteller in Dischma weisen durchschnittlich mehr Volumen auf, was natürlich damit zu erklären ist, dass auch die liegenden Bäume bedeutend grösser sind (vgl. Kapitel 5.3.1 Liegendes Totholz). Je grösser ein umgefallener Baum, umso grösser sein Wurzelteller.

Bütler und Lachat (2009) fanden in den von ihnen untersuchten Tannen-Fichten-Wäldern ohne Bewirtschaftung 6-10 und mit Bewirtschaftung 0-2 Wurzelteller vor.

Die Methode zur Feststellung der Volumina der Wurzelteller beruht stark auf der Abschätzung durch den Betrachter und ist daher schwierig zu kopieren. Da die Aufnahmen in beiden Flächen jedoch durch dieselbe Person erfolgten, kann aus diesen Zahlen durchaus ein Vergleich erfolgen, da allfällige Fehler an beiden Orten gleich durchgeführt wurden.

5.4 Waldstabilität

Betrachtet man die Stabilität mit der im Kapitel 2.1 Einführung wichtiger Begriffe gegebene Definition der Gewährleistung einer dauernden Waldbestockung und somit der Erfüllung der Schutzwaldfunktion gem. Ott et al. (1997), so kann Dischma wahrscheinlich in der heutigen Situation als stabiler als Spegnas betrachtet werden. Zum einen erreichte die Fläche in Dischma die höheren Werte für die Einzelbaumstabilität und weist eine bessere Baumartenmischung als Spegnas auf. Zum anderen sind mit dem lichterem Bestand und den grösseren Totholz mengen die Bedingungen für die Verjüngung besser. Dies widerspiegelt sich auch in der grossen Anzahl Bäume in der Stärkeklasse Jungwuchs trotz des allgemein alten Bestandes der Fläche. Auffällig ist die Lücke bei den mittleren Stärkeklassen "schwaches" und "mittleres Baumholz". Hier stellt sich die Frage, wie sich diese Klassen entwickeln können, wenn in Zukunft immer mehr alte Bäume ausfallen.

Dagegen weist die Fläche in Spegnas ebenfalls eine gute Struktur der Altersklassen mit vielen Bäumen in der Kategorie Stangenholz auf. Die grosse Anzahl von Wurzelstöcken (159) und der grosse Anteil davon mit Verjüngung (52.8%) spielen für die Stabilität im Sinne der Elastizität ebenfalls eine grosse Rolle.

5.5 Naturschutzwert

Eine abschliessende Beurteilung des Naturschutzwertes für die beiden Flächen ist nur schwer vorzunehmen, da oft komplexe und teilweise noch wenig verstandene Prozesse ausschlaggebend sind für die Biodiversität. Obwohl die Fläche in Spegnas aufgrund der Aufnahmen bei der Anzahl der Mikrohabitaten und dem ökologischen Wert besser abschneidet, wird davon ausgegangen, dass Dischma insgesamt den höheren Naturschutzwert aufweist. Der Unterschied bei den Aufnahmen zu den Mikrohabitaten ist mindestens zum Teil auf die Bearbeitung durch zwei verschiedene Personen zu erklären (Artefakt).

Während in Spegnas 5 Bäume mit einem BHD grösser als 80 cm vorhanden sind, sind es in Dischma 38 Stück. In den Naturwäldern Mitteleuropas sind im Durchschnitt 10-17 Bäume/ha mit einem so grossen BHD zu finden. Die höchsten Werte werden dabei in Buchenwäldern erreicht (Nilsson, et al., 2002). Die Fläche in Dischma weist deutlich mehr solcher Bäume auf. Dies weist klar auf die bereits lange Abwesenheit einer Bewirtschaftung hin.

Dies wird umso deutlicher, vergleicht man diesen Wert mit 2 Naturwaldreservaten in der Schweiz. Im Reservat St. Jean auf rund 1400 m ü. M. sind pro Hektare 11 Baumgiganten zu finden. Bei dieser Fläche ist keine Holznutzung bekannt. Im Reservat von Leihubelwald sind es 10 Bäume pro Hektare. Auch hier ist seit 1920 keine Holznutzung durchgeführt worden. **Quelle: Radtke et al. 2009. Vollkluppierungen in Schweizer Naturwaldreservaten. Birmensdorf, WSL. 76 S.**

Aufgrund des grossen Holzvorrates in der Stärkeklasse "starkes Baumholz" ist Dischma ebenfalls bedeutend als Kohlenstoffspeicher. Alte Bestände im Gebirgswald speichern deutlich mehr Kohlenstoff als Wälder in tieferen Lagen. (Jacob, et al., 2013)

Auch das 3. LFI weist auf die grosse Bedeutung sogenannter Baumgiganten (BHD > 80 cm) hin. Davon sind im Moment im Schweizer Wald durchschnittlich 1.5 Stück pro Hektare vorhanden. Am häufigsten Treten sie in der subalpinen Höhenstufe auf, da diese Wälder eher selten genutzt werden. Hier liegen die Werte bei 2.2 Stück/ha. (Brändli U.-B. , 2010)

Bei den Totholz mengen weist Dischma die wesentlich höheren Mengen auf und erreicht hier mindestens annähernd Werte, welche in Naturwaldreservaten der Schweiz vorgefunden werden. Ein weiterer wichtiger Punkt sind die lichtereren Verhältnisse in Dischma. Wie gesehen, bedeutet Licht im Wald oft auch eine höhere Biodiversität.

5.6 Synergien und Trade-offs zwischen Naturschutzwert und Stabilität

In diesem Kapitel sollen mögliche Synergien und Trade-offs zwischen dem Naturschutzwert und der Stabilität der beiden untersuchten Flächen aufgelistet werden. Dazu werden die Literatur und Resultate der Aufnahmen dieser Arbeit verwendet.

5.6.1 Synergien

Das Totholz spielt wie gesehen für beide Funktionen eine wichtige Rolle. So dient es einerseits einer grossen Zahl von Arten als Lebensraum und Nahrung und fördert dadurch die Biodiversität. Andererseits spielt es in den Wäldern der subalpinen Stufe eine zentrale Rolle für die Verjüngung und damit der Stabilität des Waldes. Auch für die mechanische Stabilität kann es von Bedeutung sein und zum Schutz vor Naturgefahren beitragen, da es zumindest in den frühen Phasen der Zersetzung wie eine Verbauung wirken kann (Frehner, Wasser, & Schwitter, 2005).

Ebenfalls eine positive Auswirkung auf beide Punkte hat eine gute Baumartenmischung. Auf der einen Seite ist alleine durch das Vorkommen mehrerer Baumarten die Artenvielfalt bereits erhöht. Ausserdem fördert das Vorkommen verschiedener Bäume automatisch die Vielfalt weiterer Arten, wie z. B. die zahlreichen Spezialisten. **Quelle** Auf der anderen Seite gelten Wälder mit einer natürlichen Vielfalt an Baumarten als stabiler gegenüber Störungen und als wichtige Voraussetzung für die Anpassung an veränderte Umweltbedingungen wie den Klimawandel.

5.6.2 Trade-offs

Ein möglicher Trade-off zwischen diesen beiden Funktionen sind die sogenannten Baumgiganten (BHD > 80 cm). Während in diversen Studien deren grosse Bedeutung für die Biodiversität erläutert wird, konnte auch in den beiden untersuchten Flächen ein Zusammenhang zwischen der Anzahl der Mikrohabitate pro Baum mit dem BHD erkannt werden. Allerdings werden grosse, oft instabile Bäume in mehreren Anforderungsprofilen des NaiS als problematisch betrachtet, da sie z. B. durch ihr Umstürzen sogar einen Steinschlag auslösen können (Frehner, Wasser, & Schwitter, 2005). In den beiden untersuchten Flächen wurden die grossen Bäume allerdings nicht instabiler als der Durchschnitt bewertet, da nur wenige Hänger feststellbar waren.

Ein offensichtlicher Konflikt besteht bei Mikrohabitaten welche durch Schäden an Bäumen entstanden sind. Dazu zählen beispielsweise der freiliegende Splint oder der Harzfluss in Spegnas. Bäume mit diesen Schäden tragen zwar viel zu der guten Bewertung beim ökologischen Wert bei, sind aber auf der anderen Seite ein Hauptgrund für das schlechtere Abschneiden bei der Stabilität. Aufgrund solcher Schäden sind wohl viele Bäume von Fäulnis betroffen und daher nicht

stabil. Sie würden wahrscheinlich im Rahmen eines Eingriffs zur Schutzwaldpflege entfernt werden.

6 Schlussfolgerungen

Die Beziehungen zwischen dem Naturschutzwert und der Stabilität im Gebirgswald sind immer noch relativ wenig untersucht. Oft sind diese beiden Funktionen und damit deren gezielte Bewirtschaftung räumlich geteilt. Das Ziel dieser Arbeit war es, Fragen nach den Zusammenhänge zwischen diesen beiden wichtigen Waldfunktionen aufgrund der Untersuchung zweier Marteloskopflächen in Graubünden zu beantworten. Dazu wurde in beiden Flächen die Einzelbaumstabilität, die Mikrohabitate und das Totholzvolumen ermittelt und miteinander verglichen.

Bei der Einzelbaumstabilität erreicht Dischma den höheren Wert und kann somit als stabiler gegenüber mechanischen Einflüssen betrachtet werden. Dies ist hauptsächlich auf die beiden Punkte Stand und Schäden zurückzuführen, in welchen Dischma besser abschneidet. Das Vorkommen von 14% Lärchen wird mindestens teilweise als Erklärung dafür verstanden.

Wird die Stabilität im Sinne der Resistenz und Elastizität verstanden, kann Dischma ebenfalls als die stabilere Fläche betrachtet werden. Gründe dafür sind die besseren Bedingungen für die Verjüngung, die Baumartenmischung und die grosse Anzahl Bäume in der Stärkeklasse Jungwuchs.

Dischma kann also insgesamt als stabiler betrachtet werden, obwohl bereits seit vielen Jahrzehnten keine Bewirtschaftung mehr erfolgte. Im Gegensatz dazu weist die Fläche in Spegnas eindeutige Mängel auf (Schäden, Monokultur). Damit wird zumindest teilweise der Ansatz gestützt, dass die natürliche Waldentwicklung zum stabilsten Waldzustand führt, wie dies im NaiS erwähnt wird. Ein grosses Fragezeichen besteht hier bei der längerfristigen Bedeutung der untervertreten Klassen "schwaches" und "mittleres" Baumholz in Dischma.

Bei der Anzahl Mikrohabitate pro Hektare und dem ökologischen Wert erzielte Spegnas die höhere Punktzahl und könnte somit als ökologisch wertvoller bewertet werden. Betrachtet man jedoch die Anzahl Mikrohabitate pro Baum ist der Unterschied wesentlich kleiner. Ausserdem wird davon ausgegangen, dass hier zumindest teilweise ein Artefakt aufgrund der subjektiven Betrachtung zweier verschiedener Personen besteht. Dies zeigt sich beim Weglassen der zwei häufigsten Kategorien, wodurch bereits kein Unterschied mehr bei der Anzahl Mikrohabitate pro Hektare besteht. Bei diversen anderen Punkten, welche relevant sind für die Biodiversität, wie Bestandesdichte, Totholzmenge oder der Anzahl Baumgiganten, weist Dischma die besseren Werte auf. Ausserdem deuten besonders wertvolle Strukturen wie Spechtlöcher auf eine hohe Biodiversität in Dischma hin.

Der Grossteil der unterschiedlichen Mikrohabitatszahlen zwischen den beiden Flächen kann aufgrund der Bewirtschaftung bzw. der Abwesenheit einer Bewirtschaftung erklärt werden. Ausser-

dem weist Spegnas trotz Bewirtschaftung mit Sicherheit mehr Habitatsstrukturen als ein durchschnittlicher Wirtschaftswald, speziell im Mittelland, auf. Aufgrund diverser Anzeichen kann darauf geschlossen werden, dass Spegnas in der näheren Vergangenheit eher wenig intensiv bewirtschaftet wurde. Ebenfalls deutet dies auf die relativ naturnahen Bedingungen einer bewirtschafteten Fläche im Gebirgswald hin.

Beim Totholz erreicht Dischma Mengen, welche mit dem Durchschnitt Schweizer Naturwaldreservate vergleichbar sind. Im Vergleich zu den Urwäldern Europas oder dem Fichtenurwald Scatlè ist die Totholzmenge jedoch immer noch gering. Vor allem beim stehenden Totholz erreicht Dischma sehr tiefe Werte. Dies ist sicherlich mit der steilen Hanglage des Bestandes zu erklären. Auch Spegnas weist mehr Totholz auf, als dies zuerst vermutet wurde und liegt über den Werten des Schweizer Durchschnitts und im Rahmen der Forderung des BAFU und weiterer Quellen für das ökologische Minimum.

Bei der Betrachtung der direkten Zusammenhänge einzelner Parameter und allfälliger Trade-offs oder Synergien sind nur wenige ausgeprägte Beziehungen ersichtlich. Ein eindeutig positiver Zusammenhang besteht bei der Totholzmenge, welche sowohl für den Naturschutzwert als auch der Stabilität bedeutend ist. Ebenfalls positiv auf beides wirkt sich die Baumartenmischung aus.

Ein offensichtlicher Trade-off besteht bei der Bedeutung der Baumgiganten. Zwar konnte dies in dieser Arbeit durch die Auswertung der Zahlen nicht bewiesen werden. Grosse Bäume können aber eine negative Auswirkung auf die Stabilität einer Fläche entwickeln, sind aber zugleich extrem wertvoll für die Biodiversität und als zukünftiges Totholz. Schäden an Bäumen können ebenfalls als negativer Zusammenhang zwischen den beiden Funktionen erkannt werden. So bilden sich dadurch zwar wichtige Habitate, zugleich wirken sie aber destabilisierend für den Bestand.

Weitere direkte Zusammenhänge zwischen den erhobenen Daten konnten nicht festgestellt werden. Es zeigt sich, dass sowohl der Naturschutzwert als auch die Stabilität einer Gebirgswaldfläche keinen einfachen Mustern folgt und komplexe Sachverhalte darstellen.

Die Methode zur Ermittlung der Einzelbaumstabilität für Fichten von Caflisch (2014) stellt eine interessante Methode dar, eine Fläche genauer auf ihre mechanische Stabilität zu untersuchen und die stabilen, sowie instabilen Elemente zu finden. Mit wenigen Anpassungen ist das System wohl auch in Flächen welche keinen Fichtenreinbestand darstellen anwendbar. Sobald sich allerdings auch Laubbäume im Bestand befinden würden, ist es wohl nicht mehr geeignet. Somit muss sein Einsatz auf den Gebirgswald in der montanen bis subalpinen Höhenstufe beschränkt werden. Für eine alltägliche Anwendung in der Forstwirtschaft ist die Methode jedoch wie bereits von

Caflich erwähnt zu aufwändig. Hier wird nach wie vor das NaiS-Vorgehen zur Abschätzung der Stabilität eines Bestandes zum Einsatz kommen.

In weiteren Forschungen wäre es interessant, mehr über die Bedeutung der Mikrohabitate im Gebirgswald herauszufinden. So sind die Natur- und Urwälder Mitteleuropas sehr gut untersucht. Allerdings sind dies oft Buchen- oder Tannen-Buchen-Wälder. Im Gebirge findet sich dagegen eine andere Flora und Fauna. Hier wäre es interessant zu wissen, von welchen Strukturen diese wirklich profitieren. Praktisch sämtliche gefundene Literatur zu der Bedeutung von Habitatsstrukturen beschränkte sich auf Wälder in tieferen Lagen.

Ebenfalls sollte die Methode zur Einzelbaumstabilität weiter entwickelt werden, da sie bereits eine gute Grundlage bietet. Allerdings könnte sie durch das Zusammenfassen einzelner Beurteilungsklassen weiter vereinfacht werden. Ausserdem sollten weiterhin verschieden Bestände (z. B. auch mit Tannen) untersucht und miteinander verglichen werden, um die Anwendbarkeit zu überprüfen.

Abschliessend kann wohl das Fazit gezogen werden, dass sich ein bedeutender Naturschutzwert und eine gute Stabilität in unseren Gebirgs- und Schutzwäldern aufgrund der untersuchten Parameter und der gefundenen Literatur keineswegs ausschliessen. Mit einer naturnahen Waldbewirtschaftung kann beidem Rechnung getragen werden.

7 Literaturverzeichnis

- Amt für Wald und Naturgefahren. (kein Datum). *Waldstandorte*. Abgerufen am 16. November 2016 von <http://map.geo.gr.ch/waldstandorte/waldstandorte.phtml>
- Angst, M. (2012). *Integration of Nature Protection in Swiss Forest Policy. INTEGRATE Country Report for Switzerland*. Swiss Federal Research Institute for Forest, Snow and Landscape, WSL.
- Bachofen, H., & Zingg, A. (2005). Auf dem Weg zum Gebirgsplenterwald: Kurzzeiteffekte von Durchforstungen auf die Struktur subalpiner Fichtenwälder. *Schweizerische Zeitschrift fürs Forstwesen*, 156, S. 456-466.
- Bartsch, N., & Röhrig, E. (2016). *Waldökologie - Einführung für Mitteleuropa*. Berlin Heidelberg: Springer Verlag.
- Bennett, E., Peterson, G., & Gordon, L. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12, S. 1394-1404.
- Bollmann, K. (2011). Naturnaher Waldbau und Förderung der biologischen Vielfalt im Wald. *Forum für Wissen*, S. 27-36.
- Brändli, U. (2010). *Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der Erhebungen 2004-2006*. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, WSL und Bundesamt für Umwelt, BAFU.
- Brändli, U.-B. (2010). *Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der dritten Erhebung 2004-2006*. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Brang, P. (1996). Experimentelle Untersuchungen zur Ansamlungsökologie der Fichte im zwischenalpinen Gebirgswald. *Beiheft Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 77.
- Brang, P., & Robin, V. (2009). Erhebungsmethode für liegendes Totholz in Kernflächen von Naturwaldreservaten. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL.
- Brang, P., Schönenberger, W., Bachofen, H., Zingg, A., & Wehrli, A. (2004). Schutzwalddynamik unter Störungen und Eingriffen: Auf dem Weg zu einer systemischen Sicht. *Forum für Wissen*, S. 55-66.
- Bundesamt für Landestopografie, swisstopo. (kein Datum). *geo.admin.ch*. Abgerufen am 16. November 2016 von <https://map.geo.admin.ch>

- Bütler, R., & Lachat, T. (2009). Wälder ohne Bewirtschaftung: eine Chance für die saproxyliche Biodiversität. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 160, S. 324-333.
- Bütler, R., & Schlaepfer, R. (2004). Wie viel Totholz braucht der Wald? *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 155, S. 31-37.
- Caflisch, F. (2014). Beurteilungssystem der Einzelbaumstabilität bei Fichten (*Picea abies*). In 2. Semesterarbeit HAFL. unveröffentlicht.
- Dieler, J. (2013). Biodiversität und Waldbewirtschaftung – Auswirkungen auf Artenvielfalt, Strukturdiversität und Produktivität.
- Eidgenössische Forschungsanstalt WSL. (2010). Totholz. Abgerufen am 25. April 2016 von <http://www.totholz.ch/>
- ETH Zürich. (1995). *Mitteleuropäische Waldbaumarten - Artbeschreibung und Ökologie unter besonderer Berücksichtigung der Schweiz*. Professur für Waldbau und Professur für Forstschutz & Dendrologie. Abgerufen am 25. November 2016 von http://www.gebirgswald.ch/tl_files/gebirgswald/de/09_Lehre_Forschung/Baumarten_ETH/Baumarten%20ETH%20Inhalt.pdf
- Fachstelle Waldbau (FWB). (2013). *Marteloskope*. Abgerufen am 22. November 2016 von http://www.waldbau-sylviculture.ch/94_martelo_d.php#015
- Foetzki, A., Jonsson, M., Kalberer, M., Simon, H., Mayer, A. C., Lundström, T., . . . Amman, W. J. (2004). Die mechanische Stabilität von Bäumen: das Projekt Baumstabilität des FB Naturgefahren. *Forum für Wissen*, S. 35-42.
- Franklin, J., Cromack, K., Denison, W., McKee, A., Maser, C., Sedell, J., . . . Juday, G. (1981). Ecological Characteristics of Old-Growth Douglas-Fir Forests. *United States Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, General Technical Report PNW-118*.
- Frehner, M., Wasser, B., & Schwitter, R. (2005). *Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald. Wegleitung für Pflegemassnahmen in Wäldern mit Schutzfunktion*. Bern: Vollzug Umwelt. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- Grimm, V., & Wissel, C. (1997). Babel, or the ecological stability discussions: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. *Oecologia*, 109, S. 323-334.
- Häne, K. (2012). Unter der Lupe: Die Lärche – der Baum des Jahres 2012. *Schweizer Briefmarken Zeitung*, 5-6, S. 203-206.

- Hanewinkel, M. (2011). Multifunktionalität des Waldes. *Forum für Wissen 2011*, S. 7-14.
- Herrmann, S., Conder, M., & Brang, P. (2012). Totholzvolumen und -qualität in ausgewählten Schweizer Naturwaldreservaten. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 163(6), S. 222-231.
- Imesch, N., Stadler, B., Bolliger, M., & Schneider O. (2015). *Biodiversität im Wald: Ziele und Massnahmen. Vollzugshilfe zur Erhaltung und Förderung der biologischen Vielfalt im Schweizer Wald*. Bern: Bundesamt für Umwelt, BAFU. Umwelt-Vollzug Nr. 1503.
- Jacob, M., Bade, C., Calvete, H., Dittrich, S., Leuschner, C., & Hauck, M. (2013). Significance of Over-Mature and Decaying Trees for Carbon Stocks in a Central European Natural Spruce Forest. *Ecosystems*, 16, S. 336-346.
- Kimmins, J. (1987). *Forst ecology*. New York: Macmillan Publ.
- Koordinationsstelle Biodiversitäts-Monitoring Schweiz. (2009). Zustand der Biodiversität in der Schweiz. Ergebnisse der Biodiversitäts-Monitoring Schweiz (BDM) im Überblick. Stand: Mai 2009. *Umwelt-Zustand Nr. 0911*. Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Korpel', S. (1995). *Die Urwälder der Westkarpaten*. Stuttgart, Jena, New York: Gustav Fischer Verlag.
- Kraft, G. (1884). *Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben*. Hannover: Klindworth.
- Kraus, D., & Schuck, A. (2016). Mikrohabitatstrukturen im Wald: Ein Schlüssel zur Erhaltung von gefährdeten Arten. *Anliegen Natur*, 38(1), S. 99-101.
- Kraus, D., Bütler, R., Krumm, F., Lachat, T., Larrieu, L., Mergner, U., . . . Winter, S. (2016). Katalog der Baummikrohabitate – Referenzliste für Feldaufnahmen. Integrate+ Technical Paper.
- Kulakowski, D., Svoboda, M., & Bebi, P. (2016). The central role of disturbances in mountain forests of Europe. Editorial. in press.
- Langenegger, H. (1979). Eine Checkliste für Waldstabilität im Gebirgswald. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 130, 8, S. 640-646.
- Langenegger, H. (1984). Gebirgswald: Dynamik und Stabilität. In B. e. al., *Umbruch im Berggebiet* (S. 507-521). Bern: Verlag Paul Haupt.
- Lindenmayer, D. B., Margules, C. R., & Botkin, D. (2000). Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology*, 14, S. 941-950.

- Mayer, H., & Ott, E. (1991). *Gebirgswaldbau, Schutzwaldpflege - Ein waldbaulicher Beitrag zur Landschaftsökologie und zum Umweltschutz*. Stuttgart New York: Gustav Fischer Verlag.
- McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C., & Bauhus, J. (2005). Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. *Forest Ecology and Management*, 218, S. 1-24.
- Mikusinski, G., Gromadzki, M., & Chylarecki, P. (2001). Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation Biology*, 15, S. 208-217.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Nilsson, S., Niklasson, M., Hedin, J., Aronsson, G., Gutowski, J., Linder, P., . . . Ranius, T. (2002). Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 161, S. 189-204.
- Ott, E., Frehner, M., Frey, H., & Lüscher, P. (1997). *Gebirgsnadelwälder - Ein praxisorientierter Leitfaden für eine standortgerechte Waldbehandlung*. Bern: Paul Haupt.
- Remm, J., Lohmus, A., & Remm, K. (2006). Tree cavities in riverine forests: what determines their occurrence and use by hole-nesting passerines? *Forest Ecology Management*, 221, S. 267-277.
- Rigling, A., & Schaffer, H. (2015). *Waldbericht 2015. Zustand und Nutzung des Schweizer Waldes*. Bundesamt für Umwelt BAFU und Eidgenössische Forschungsanstalt WSL.
- Scherzinger, W. (1996). *Naturschutz im Wald - Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*. Stuttgart: Eugen Ulmer & Co.
- Schiegg Pasinelli, K., & Suter, W. (2000). Lebensraum Totholz, Merkblatt für die Praxis. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL.
- Schwiter, R. (2013). *Gebirgswald- und Schutzwaldpflege, Eine Orientierungshilfe für die Praxis*. Fachstelle für Gebirgswaldpflege (GWP).
- Stroheker, S., Martin, S., Sieber, T., Bugmann, H., & Weiss, M. (2014). Welche Faktoren bestimmen den Erfolg der Moderholzverjüngung im Fichtenurwald Scatlè? *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 165(11), S. 339-347.

- Tinner, R., Streit, K., Commarmot, B., & Brang, P. (2013). *Stichprobeninventar in Schweizer Naturwaldreservaten - Anleitung zu Feldaufnahmen*. Birmensdorf: Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL.
- Wehrli, A., Brang, P., Maier, B., Duc, P., Binder, F., Lingua, E., . . . Dorren, L. (2007). Schutzwaldmanagement in den Alpen - eine Übersicht. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 158(6), S. 142-156.
- White, T., Adams, W., & Neale, D. (2007). *Forest genetics*. Wallingford: CABI.
- Winter, S., & Möller, G. (2008). Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management*, 255, S. 1251-1261.
- Wunder, J. (2014). Stabilitätsabschätzung mit moderner Kernfäulemesstechnik. *Bünder Wald*, 3, S. 54-59.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Idealisiertes Sukzessionsmodell für die Waldentwicklung. Die Realität ist vielgestaltiger und komplexer, da die Phasen meist ineinander verschachtelt sind. Ausserdem wird in dieser Grafik der Totholzaspekt komplett ignoriert. (nach Kimmins, 1987 aus Scherzinger, 1996).....	14
Abbildung 2: Generationswechsel und Überlappung der Entwicklungszyklen im Fichtenurwald der Karpaten, dargestellt durch Veränderungen der Bestandesstruktur und des Vorrates. (Korpel', 1995).....	14
Abbildung 3: Dynamik im Gebirgswald (Mayer & Ott, 1991) aus (Langenegger, 1984).....	15
Abbildung 4: Umwelteinflüsse und genetische Faktoren bestimmen den Phänotyp eines Baumes. (White, Adams, & Neale, 2007)	16
Abbildung 5: Idealisiertes Bestandesprofil eines rottenförmigen subalpinen Fichtenwaldes. Fi = Fichte, Vb = Vogelbeere. (Ott, Frehner, Frey, & Lüscher, 1997).....	18
Abbildung 6: Anzahl verschiedener Mikrohabitate pro Baum in den drei untersuchten Bestandeskategorien: Bewirtschaftet (Managed), Kürzlich unbewirtschaftet (Naturally managed and recently unmanaged) und Unbewirtschaftet (Reference) (Winter & Möller, 2008).....	21
Abbildung 7: Vielfalt indikatorisch wichtiger Vogelarten im Verlauf der Bestandesphasen eines Bergmischwaldes. Mit zunehmendem Bestandesalter nimmt auch die Diversität zu. Schwarz: Umtriebszeiten im Forst. (Scherzinger, 1996).....	22
Abbildung 8: Darstellung der verschiedenen Entwicklungsstufen eines Waldes und deren Totholzanteil. Dieser kann stark zwischen gering (Schluss- und Optimalphase) und hoch (Zerfallsphase und Zusammenbruch) variieren. (Scherzinger, 1996).....	23
Abbildung 9: Berechnete Stabilitätswerte. Anzahl Bäume pro Stabilitätsklasse und Standort. In Dischma wurden 434 und in Spegnas 452 Bäume bewertet.....	35
Abbildung 10: Vergleich der berechneten Bewertung der Stabilitätsklassen der beiden Flächen in Prozent.....	36
Abbildung 11: Persönliche Einschätzung der Stabilitätswerte. Anzahl Bäume pro Stabilitätsklasse und Standort. In Dischma wurden 434 und in Spegnas 452 Bäume bewertet.....	37
Abbildung 12: Vergleich der persönlichen Bewertung der Stabilitätsklassen der beiden Flächen in Prozent.....	38

Abbildung 13: Aufteilung Schlankheitsgrad, Dischma.....	38
Abbildung 14: Aufteilung Schlankheitsgrad, Spegnas.....	38
Abbildung 15: Aufteilung Stellung im Bestand, Dischma.....	39
Abbildung 16: Aufteilung Stellung im Bestand, Spegnas	39
Abbildung 17: Aufteilung Kronenlänge, Dischma	40
Abbildung 18: Aufteilung Kronenlänge, Spegnas.....	40
Abbildung 19: Aufteilung Stand, Dischma.....	41
Abbildung 20: Aufteilung Stand, Spegnas.....	41
Abbildung 21: Aufteilung Vitalität, Dischma	41
Abbildung 22: Aufteilung Vitalität, Spegnas	41
Abbildung 23: Aufteilung Schäden, Dischma	42
Abbildung 24: Aufteilung Schäden, Spegnas.....	42
Abbildung 25: Vergleich der Stabilitätswerte aufgeteilt nach Fichten (367 Bäume) und Lärchen (66 Bäume) in Dischma. Bei den Lärchen sind keine Bäume in der Kategorie "mittel-schlecht" vorhanden.	43
Abbildung 26: Vergleich der Stabilitätswerte von Bäumen mit BHD < 20 cm (152 Bäume) und BHD > 20 cm (282 Bäume) in Dischma.	44
Abbildung 27: Korrelation zwischen errechnetem Stabilitätswert und BHD in Dischma. Die Linie zeigt, dass bei den Bäumen mit grösserem BHD mit wenigen Ausnahmen keine hohen und somit sehr instabilen Werte erreicht wurden.	45
Abbildung 28: Korrelation zwischen dem BHD und der Anzahl von Mikrohabitaten pro Baum, Spegnas.....	49
Abbildung 29: Korrelation zwischen dem BHD und der Anzahl von Mikrohabitaten pro Baum, Dischma	49
Abbildung 30: Boxplot des Volumen (m ³) des liegenden Totholzes in den beiden Flächen mit logarithmischer Skala.	51
Abbildung 31: Boxplot der Längen (m) der Totholzstücke in den beiden Flächen.	52

Abbildung 32: Boxplot mit Vergleich der BHD des stehenden Totholzes und der lebendenden Bäume in den beiden Flächen.....	54
Abbildung 33: Festigkeit der Wurzelstöcke in Prozent. Je höher der Wert für die Festigkeit, desto stärker die Zersetzung. Vergleich der beiden Flächen.....	54
Abbildung 34: Boxplot der Durchmesser der Wurzelstöcke in beiden Flächen.	55
Abbildung 35: Boxplot der Höhen der Wurzelstöcke in beiden Flächen.	55
Abbildung 36: Aufteilung der lebenden Bäume der beiden Flächen nach BHD Klassen. Berücksichtigt wurden nur Fichten und Lärchen. Die Stammzahlen in Dischma wurden von 1.18 ha auf 1 ha umgerechnet.....	57
Abbildung 37: Anzahl Bäume pro Stärkeklasse aufgeteilt nach Fläche. Berücksichtigt wurden nur Fichten und Lärchen. Die Anzahl in Dischma wurde von 1.18 ha auf 1 ha umgerechnet.	58

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht vorhandene und zu erhebende Daten	29
Tabelle 2: Grenzen der Stabilitätsklassen. (Caflisch, 2014)	30
Tabelle 3: Vergleich der berechneten Stabilitätswerte für die Fichten und Lärchen in Dischma. Grün markiert die stabilere Punktzahl.....	43
Tabelle 4: Vergleich der Stabilität auf Ebene Bestand der beiden Flächen.....	45
Tabelle 5: Vergleich der Anzahl Mikrohabitate pro Standort und Kategorie	47
Tabelle 6: Vergleich des ökologischen Wertes beider Flächen gemäss Gewichtung Integrate+.	48
Tabelle 7: Verhältnis von ökologischem Wert und der Anzahl Mikrohabitate beider Flächen. ...	48
Tabelle 8: Anzahl Mikrohabitate pro Baum der beiden Flächen.....	48
Tabelle 9: Vergleich des Totholzvolumens der beiden Flächen	50
Tabelle 10: Übersicht Resultate liegendes Totholz	51
Tabelle 11: Vergleich des stehenden Totholzes mit den lebenden Bäumen in den beiden Flächen.	53
Tabelle 12: Vergleich der Wurzelstöcke in den beiden Flächen.....	55
Tabelle 13: Vergleich der Wurzelteller in den beiden Flächen betreffend der Verjüngung.	56
Tabelle 14: Stammzahlen der beiden Flächen Total und pro Hektare. Berücksichtigt wurden alle lebenden und toten, stehenden Bäume	58

Anhang

Beschreibung der verschiedenen Punkte

1. Umgebung

1.1 Standort	Kretenlagen, langsamwüchsig	1
	Hanglage, mittlere Wuchsgeschwindigkeit	2
	Rutschgebiete, vernässt, Nordlagen, Bacheinhänge	3
	Muldenlagen und raschwüchsig, Bacheinhänge	4
1.2 Boden	geringer Auflagehorizont, basischer Boden, tiefgründig	1
	mächtiger Auflagehorizont, sauer Boden, flachgründig	3

2. Baum

2.1 Durchwurzelung (baumartenspezifisch)	kräftiges, tiefreichendes Wurzelwerk (Pfahlwurzeln ,Herzwurzeln), keine Flachwurzler	1
	schlechtes Wurzelwerk, Flachwurzler	3

2.2 Stellung im Bestand	stabile Rotte, stabiles Gefüge	1
	gleichförmiger, dichter Bestand, am Rand zu Kahlfläche, nicht stabiles Gefüge	3

2.3 Schlankheitsgrad (H/d-Wert)	H/d-Wert ≤ 80 (Baumhöhe 30m = BHD 0.375m)	1
	H/d-Wert > 80	3

2.4 Kronenlänge	Krone min. 2/3 der Baumhöhe	1
	Krone zwischen 2/3 und 1/2 der Baumhöhe	2
	Krone zwischen 1/2 und 1/3 der Baumhöhe	3
	Krone max. 1/3 der Baumhöhe	4

Ist die Krone einseitig oder sehr schmal wird ein zusätzlicher Punkt bei Kronenlänge addiert.

2.5 Stand	lotrecht, ohne Krümmung/Zwiesel	1
	mehrheitlich gerade, leichte Krümmung, leicht schief, Zwiesel	2
	stark schief, Säbelwuchs, auf Moderholz/Fels	4
	sehr stark schief, Stamm gespalten/angerissen, gestossen, auf Moderholz/Fels	6

2.6 Vitalität	sattes grün, kräftige Jahrestriebe (im Verhältnis zum Standort, gutes Reaktionsvermögen, keine alten Bäume)	1
	normale Jahrestriebe, gutes Reaktionsvermögen	2
	schütterer Nadeln, einzelne dürre Triebe, alt	3
	geringe Lebenserwartung, wenige Nadeln, gelblich	4

2.7 Schäden	keine Schäden/Verletzungen	1
	vermehrter Harzfluss, kleine Schäden/Verletzungen	2
	größere Schäden v.a. am Stock ersichtlich, leichte Glockenform	4
	offene Faulstellen, starke Glockenform, abgebrochener Kronenteil	6