

Langfristige Lawinenschutzwirksamkeit auf Windwurfflächen: Entwicklung der Verjüngung



Masterarbeit am Institut für Schnee und Lawinenforschung, Davos
Departement Umweltwissenschaften, ETH Zürich

Veronica Netzer
Oktober 2010

Referent: Dr. Thomas Wohlgemuth, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee
und Landschaft (WSL)

Betreuer: Dr. Peter Bebi, WSL-Institut für Schnee- und Lawinenforschung (SLF)

Titelbild: Moderholzverjüngung auf Windwurffläche in Trun

Zusammenfassung

Von den natürlichen Störungsereignissen verursachen extreme Stürme die grössten Schäden in Schweizer Wäldern. Durch den Sturm Vivian wurden 1990 in der Schweiz knapp 5 Millionen Kubikmeter Holz geworfen, was etwa der jährlichen Holznutzung entspricht. Liegende Stämme können auf Windwurfflächen einen Beitrag zur Schutzwirkung leisten und zudem als günstiges Substrat für die Baumverjüngung dienen. Auf Grund des erhöhten Standortes und wegen der Substrateigenschaften können sich, vor allem bei starker Konkurrenz der Bodenvegetation, Bäume auf dem Totholz besser etablieren als auf dem Boden. Da langfristige Untersuchungen der Moderholzverjüngung auf Windwurfflächen selten sind, soll durch diese Arbeit die Verjüngungssituation zwanzig Jahre nach Vivian aufgezeigt werden. Von Interesse war dabei, wie stark das Sturmholz bereits abgebaut ist und ob zwischen dem Zersetzungsgrad des Holzes und der darauf wachsenden Verjüngung ein Zusammenhang besteht. Weiter wurde untersucht, ob sich die Verjüngung auf dem Totholz und dem Boden unterscheidet und durch welche Standortfaktoren sie beeinflusst wird.

Um Totholz des gleichen Alters und Einflüsse des Standortes auf den Abbau untersuchen zu können, wurden die Aufnahmen auf belassenen Schadflächen, welche vom Sturm Vivian stammen, durchgeführt. Auf 15 Aufnahmeflächen in den Regionen Disentis/Muster, Scheid, Pfäfers und Schwanden wurde auf einer Fläche von 10m * 10 m das gesamte liegende Totholz (197 m²) ausgemessen und der Zersetzungsgrad bestimmt. Zum Vergleich der Verjüngung auf den Substraten wurden auf dem Boden zusätzlich 4 m² grosse Kontrollen eingerichtet, insgesamt wurden dabei 208 m² untersucht. Für die vorhandenen Bäume wurden die Dichte und Höhe erhoben, diese Zielvariablen beschreiben die Verjüngungssituation auf beiden Substraten. Neben Substrat und Zersetzungsgrad wurden mit dem Vegetationstyp und Standortfaktoren wie Meereshöhe, Neigung und Kronendeckungsgrad weitere Einflussvariablen erhoben.

Zwei Jahrzehnte nach Vivian ist das Holz soweit abgebaut, dass sich darauf bereits Verjüngung etablieren konnte, 27% der Stämme wiesen Moderholzverjüngung auf. Baumdichte und Baumhöhe nehmen dabei mit fortschreitender Zersetzung zu. Die Moderholzverjüngung wurde vor allem durch die Kronendeckung und die Wärmesumme gesteuert, welche den Abbau des Holzes beeinflussen. Auf den Kontrollflächen waren mit einer durchschnittlichen Höhe von knapp 40 cm bereits grössere Bäume, vor allem Laubgehölze zu finden. Die Verjüngung konnte sich auf diesen Flächen bereits kurze Zeit nach dem Sturm etablieren, heute findet auf den Kontrollflächen die Verjüngung vor allem auf vegetationsfreien Böden statt. Durch die Abhängigkeit des Zersetzungsgrades sind die Bäume auf Moderholz noch nicht so weit entwickelt. Der Grossteil der Bäume ist kleiner als 5 cm und damit noch weit davon entfernt, eine Schutzfunktion übernehmen zu können. Auf Flächen, wo der Schutz vor Naturgefahren höchste Priorität hat, ist ein Abwarten der Moderholzverjüngung daher nicht angebracht. Durch die schnellere Zersetzung, eignen sich feuchtere und stärker überschirmte Standorte, wie kleinere Streuschäden, besser zur Förderung der Moderholzverjüngung.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	i
Inhaltsverzeichnis.....	ii
Abbildungsverzeichnis.....	iv
Tabellenverzeichnis.....	vi
1 Einleitung	1
1.1 Stand des Wissens	1
1.1.1 Das Sturmereignis Vivian	1
1.1.2 Bedeutung von Moderholz für die Verjüngung	2
1.1.3 Bedeutung von Moderholz auf Windwurfflächen.....	4
1.2 Offene Forschungsfragen.....	4
1.3 Zielsetzung und Fragestellung	5
2 Material und Methoden	6
2.1 Untersuchungsgebiet	6
Auswahl der Flächen.....	6
Geografische Lage und Klima	6
Disentis/Muster	7
Scheid.....	9
Pfähers	10
Schwanden	10
Behandlung nach dem Sturm.....	12
2.2 Datenaufnahmen.....	12
2.2.1 Versuchsanordnung	12
2.2.2 Erfassung der Daten	13
2.2.3 Weitere Daten	14
2.3 Datenauswertung.....	15
3 Resultate	17
3.1 Zustand des Moderholzes	17
3.2 Entwicklung der Verjüngung.....	19
3.2.1 Substrat.....	19
3.2.2 Vegetation.....	22
3.2.3 Kronendeckungsgrad	24
3.2.4 Meereshöhe	25
3.2.5 Hangneigung.....	27

3.2.6 Wärmesumme.....	28
3.2.7 Niederschlag.....	30
3.2.8 Bodentyp.....	31
3.3 Multivariate Analyse.....	33
4 Diskussion.....	35
4.1 Zustand des Moderholzes.....	35
4.2 Entwicklung der Verjüngung.....	36
4.4 Diskussion der Methoden.....	41
4.5 Weiterführende Forschungsfragen.....	41
5 Schlussfolgerungen.....	43
6 Dank.....	45
Literatur.....	46

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage der in Regionen eingeteilten Untersuchungsflächen.....	7
Abbildung 2: Klimadiagramm Disentis/Sedrun (Datenquelle: MeteoSchweiz 2010).....	8
Abbildung 3: Klimadiagramm Chur (Datenquelle: MeteoSchweiz 2010).....	9
Abbildung 4: Klimadiagramm Glarus (Datenquelle: MeteoSchweiz 2010).....	11
Abbildung 5: Verteilung der Totholzstücke auf den Zersetzungsgrad.....	17
Abbildung 6: Verteilung der Totholzstücke mit Verjüngung auf den Zersetzungsgrad	18
Abbildung 7: Vergleich der Baumdichte in Abhängigkeit des Zersetzungsgrades	18
Abbildung 8: Vergleich der Baumhöhe in Abhängigkeit des Zersetzungsgrades	19
Abbildung 9: Baumdichten auf Totholz und Kontrollflächen für Bäume < 5 cm (links) und Bäume > 5 cm (rechts)	20
Abbildung 10: Vergleich der Baumhöhe auf Totholz und Kontrollflächen	20
Abbildung 11: Vergleich der Baumdichte von Laubbäumen auf Totholz und Kontrollflächen	21
Abbildung 12: Vergleich der Baumhöhen auf Totholz und Kontrollflächen für Laubbäume (links) und Nadelbäume (rechts)	22
Abbildung 13: Vergleich der Baumhöhe auf Totholz in Abhängigkeit der Vegetationstypen Gras (G), Moos (M) und ohne Vegetation (K)	23
Abbildung 14: Vergleich der Baumhöhe auf Kontrollflächen in Abhängigkeit der Vegetationstypen Gras (G), Moos (M), Farn (F), Hochstauden (HS), Schlagflora (SF) und Rohboden (RB)	23
Abbildung 15: Baumdichte auf Totholz in Abhängigkeit des Kronendeckungsgrades.....	24
Abbildung 16: Baumhöhen in Abhängigkeit des Kronendeckungsgrades für Kontrollflächen (links) und Totholz (rechts)	25
Abbildung 17: Vergleich der Baumdichte auf Totholz in Abhängigkeit der Meereshöhe ..	26
Abbildung 18: Baumhöhe in Abhängigkeit der Meereshöhe für Totholz (links) und Kontrollflächen (rechts)	26
Abbildung 19: Vergleich der Baumdichte auf Totholz in Abhängigkeit der Hangneigung.	27
Abbildung 20: Vergleich der Baumhöhe auf Totholz in Abhängigkeit der Hangneigung ..	28
Abbildung 21: Vergleich der Baumdichte auf Totholz in Abhängigkeit der Tagesgrade ...	29
Abbildung 22: Vergleich der Baumhöhe auf Kontrollflächen in Abhängigkeit der Tagesgrade	29
Abbildung 23: Vergleich der Baumdichte auf Totholz in Abhängigkeit des Niederschlages	30

Abbildung 24: Baumhöhe in Abhängigkeit des Niederschlages für Totholz (links) und
Kontrollflächen (rechts) 31

Abbildung 25: Baumdichte (links) und Baumhöhe (rechts) in Abhängigkeit des Bodentyps
..... 32

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Angaben zu den Aufnahme­flächen im Gebiet von Disentis/Muster.....	8
Tabelle 2: Angaben zur Aufnahme­fläche im Gebiet von Scheid.....	9
Tabelle 3: Angaben zu den Aufnahme­flächen im Gebiet von Pfäfers.....	10
Tabelle 4: Angaben zu den Aufnahme­flächen im Gebiet von Schwanden.....	11
Tabelle 5: Klassen zur Bestimmung des Zersetzungsgrades nach Sippola und Renvall (1999).....	14
Tabelle 6: Einteilung der Vegetationstypen mit verwendeter Abkürzung	14
Tabelle 7: Bodentypen und deren Eigenschaften.....	32
Tabelle 8: Signifikante Variablen für die Baumhöhe	33
Tabelle 9: Signifikante Variablen für die Baum­dichte	33
Tabelle 10: Modelle für Baum­höhe und Baum­dichte	34

1 Einleitung

1.1 Stand des Wissens

1.1.1 Das Sturmereignis Vivian

Stürme, Lawinen, Murgänge oder Feuer sind natürliche Störungsereignisse in Ökosystemen. Die Struktur und Dynamik von Wäldern kann durch solche Ereignisse stark beeinflusst werden. In der Schweiz sind Sturmereignisse für die meisten natürlichen Schäden im Wald verantwortlich (Schwyzer und Keller 2009). Je nach Heftigkeit eines Windwurfereignisses können die Schäden an den Waldbeständen beträchtlich sein. In den Alpen, wo die Wälder Schutz vor Naturgefahren wie Lawinen oder Steinschlag bieten, können Sturmschäden diese Schutzwirkung gefährden. In den vergangenen Jahren waren es in der Schweiz vor allem die Winterstürme Vivian und Lothar, welche beträchtliche Schäden verursacht haben.

In den Monaten Januar und Februar des Jahres 1990 wurden weite Teile Europas von einer Serie kräftiger Winterstürme heimgesucht. Die folgenden Angaben zu diesen Ereignissen stammen aus Schüepp et al. (1994). Mit dem aus Richtung NNW kommenden Sturm Vivian erreichte diese Serie am 27. März ihren Höhepunkt. Mit Spitzengeschwindigkeiten von bis zu 75 m/s (Grosser St. Bernhard) brauste der Sturm über die Schweiz und verursachte beträchtliche Schäden. Neben grossen Einbussen im Wald wurden auch Transportverbindungen und Gebäude durch umgeworfene Bäume in Mitleidenschaft gezogen. Während des Sturmes wurden rund 5 Millionen Kubikmeter Holz geworfen, was etwa der jährlich genutzten Holzmenge der Schweiz entspricht.

Unmittelbar nach dem Sturmereignis wurden Wohlgemuth et al. (2002) zufolge viele der beschädigten Flächen geräumt, bepflanzt und zum Schutz vor Lawinen mit Schutzverbauungen versehen. Auch auf abgelegenen Flächen, auf welchen der Wald keine speziellen Schutzfunktionen zu erfüllen hatte, wurde das Sturmholz geräumt, dies geschah nicht selten mit dem Helikopter. Diese teuren Holzernten und die Subventionierung durch den Bund warfen die Frage auf, ob die Räumung und Bepflanzung beschädigter Flächen unabdingbar ist, oder ob das Belassen dieser Flächen eine alternative Möglichkeit bieten würde. Um auf diese Frage Antworten geben zu können hat sich das Forschungsinstitut für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) mit dieser Thematik auseinandergesetzt. Für einen Vergleich verschiedener Behandlungsvarianten wurden nach dem Sturm Vivian mehrere Versuchsflächen eingerichtet. An den Standorten Disentis/Muster, Pfäfers und Schwanden wurden auf den Schadflächen drei verschiedene Behandlungsweisen angewandt. Auf einer Teilfläche wurde das gesamte Sturmholz geräumt, auf dem zweiten Teil wurde zusätzlich zur Räumung noch eine Pflanzung vorgenommen. Ein Drittel der Versuchsfläche wurde nach dem Sturm belassen (Schöneberger 2002a).

Zehn Jahre nach Vivian wurde festgestellt, dass sich auf den geräumten Flächen deutlich mehr Naturverjüngung durchsetzen konnte als auf der belassenen. Totholz welches erst mit zunehmender Zersetzung zu einem günstigen Substrat für die Verjüngung wird, kann in den ersten Dekade nach dem Windwurf eher ein Hindernis für die Etablierung der Verjüngung sein (Wohlgemuth et al. 2002). Die Rolle des Totholzes als Substrat für die Verjüngung von Bäumen wurde auf den betrachteten Windwurfflächen bisher nicht explizit untersucht.

1.1.2 Bedeutung von Moderholz für die Verjüngung

Eine wichtige Voraussetzung für stabile Waldbestände, welche ihre vielfältigen Funktionen wahrnehmen können, ist eine kontinuierliche Verjüngung. Doch oftmals wird die Etablierung der Bäume auf Grund von Konkurrenz (Lichtmangel), ungünstigen mikroklimatischen Bedingungen und weiteren Faktoren verhindert. In solchen Fällen gilt Moderholz als wichtiges Substrat für die Baumverjüngung (Harmon und Franklin 1989; Ott et al. 1997). In der Literatur wird die Bedeutung des Totholzes für die Verjüngung oft beschrieben. Untersuchungen zur Moderholzverjüngung wurden insbesondere in Nordamerika (z.B. Harmon et al. 1986; Harmon und Franklin 1989), Skandinavien (z.B. Hofgaard 1993a; Hytteborn und Packham 1987) und auch in Osteuropa (z.B. Svoboda und Pouska 2008; Zielonka und Piateck 2004) durchgeführt. In den Alpen wurde die Thematik besonders nach den Stürmen Vivian und Lothar wieder aufgegriffen (Jehl 2001; Stöckli 1995). Die Bedeutung des Moderholzes für die natürliche Verjüngung wurde jedoch schon früher beobachtet, wie die Untersuchungen von Eichrodt (1969) und Hillgarter (1971) in subalpinen Fichtenwäldern zeigen. Vor allem die Fichte (*Picea abies*) scheint einen starken Bezug zum Moderholz als Keimungssubstrat zu haben. Zielonka und Piatek (2004) stellten in ihren Untersuchungen eine Dominanz der Fichte unter der Verjüngung auf Moderholz fest, dies trotz Vorhandensein anderer Baumarten. Im Waldreservat Paneveggio in den italienischen Alpen wurde auf Totholz deutlich mehr Fichtenverjüngung gefunden als auf dem Waldboden (Motta et al. 2006). In natürlichen Fichtenwäldern Nordschwedens stellte Hofgaard (1993a) fest, dass die Verteilung der Fichtenkeimlinge hauptsächlich von Mikrostandorten, welche durch umgefallene Bäume geschaffen wurden, abhängt. Ähnliches konnte für grössere Störungen, wie Stürme beobachtet werden. Nach Kuuluvainen und Kalmari (2002) sind die durch einen Windwurf geschaffenen Mikrostandorte wichtig für die Regeneration der Fichte. In dieser Studie wurden auf gestörten Flächen wie Wurzelteller und -mulden oder Moderholz mehr Fichtenkeimlinge gefunden als erwartet.

Die unterschiedlichen Bedingungen für die Verjüngung auf Totholz und auf dem Boden ergeben sich aus den verschiedenen Substrateigenschaften und der erhöhten Lage auf dem Moderholz (Harmon und Franklin 1989). Das Fehlen von Vegetationskonkurrenz wird in der Literatur häufig als ein wichtiger Grund für die bessere Keimung auf Moderholz angegeben. So können nach Hytteborn und Packham (1987) Keimlinge auf erhöhten Standorten der Konkurrenz durch etablierte Bäume und vor allem der Bodenvegetation entgehen. Vor allem in Fichtenwäldern der Hochlagen mit ausgedehnter Grasvegetation ist das Moderholz von Bedeutung für die Fichtenverjüngung (Reif und Przbylla 1995). Anders als auf dem Boden wird das Baumwachstum auf Totholz von der Vegetation nicht

so stark behindert. Vielmehr werden die vermodernden Stämme von Gräsern und Bäumen gleichzeitig besiedelt (Zielonka und Piatek 2002). Neben dem Schutz vor der Vegetationskonkurrenz bietet das Totholz weiter Schutz vor Kriechschnee und Schneepilzschädigungen (Ott et al. 1997). Durch den erhöhten Standort apert das Totholz früher aus und die Vegetationsperiode für die Jungpflanzen wird damit verlängert (Mai 1999). Von den Substrateigenschaften her gesehen gilt das Moderholz nicht als ideales Substrat für das Baumwachstum. Nach Harmon et al. (1986) sind die für das Baumwachstum benötigten Nährstoffe auf Totholz in geringerer Konzentration vorhanden als auf Rohboden oder organischen Böden. Mit der Zersetzung steigen diese Konzentrationen zwar an, im Vergleich zum Rohboden bleibt das Totholz jedoch ein relativ nährstoffarmes Substrat. Im Gegensatz zum Nährstoffgehalt scheint der Wasserhaushalt für gut zersetztes Totholz besser zu sein als auf dem Boden. Da während des Holzabbaus Wasser freigesetzt wird ist die Wasserversorgung auf dem Totholz ausgeglichener als auf dem Boden (Ott et al. 1997). Eichrodt (1969) stellte zudem fest, dass braunfaules Moderholz in Trockenperioden langsamer austrocknet als Braunerde.

Damit das vermodernde Holz von Pflanzen besiedelt werden kann müssen für Keimung und Wachstum günstige Bedingungen vorherrschen. Verschiedene Autoren fanden einen starken Zusammenhang zwischen dem Grad der Zersetzung und der Baumdichte (z.B. Szewczyk und Szwagrzyk 1996; Zielonka 2006). Nach Zielonka und Piatek (2003) ist frisches Holz auf Grund der glatten Oberfläche für Gefässpflanzen nicht zugänglich. Mit zunehmender Zersetzung wird das Holz weicher und kann in diesem Zustand besser von Pflanzenwurzeln durchwachsen werden. Verschiedene Untersuchungen konnten aufzeigen, dass die Dichte der auf Totholz wachsenden Bäume mit zunehmender Vermoderung des Holzes ansteigt (Motta et al. 2006; Zielonka und Niklasson 2001). Für die Geschwindigkeit des Abbauprozesses sind je nach Baumart und Untersuchungsgebiet sehr unterschiedliche Angaben zu finden. Da die Zersetzungsrate von vielen Faktoren wie z.B. Exposition, Bodenkontakt oder der Bodenfeuchtigkeit beeinflusst wird (Naesset 1999), ist dies nicht weiter verwunderlich. Für Fichtenwälder in Schweden nimmt Ranius (2004) für die vollständige Zersetzung des Holzes eine Dauer von 60 bis 120 Jahren an. Am kürzesten dauert der vollständige Abbau dabei im Süden Schwedens, je weiter nördlicher man geht, um so langsamer wird das Holz abgebaut. Hofgaard (1993b) berechnete ebenfalls für Fichtenwälder in Nordschweden Zersetzungsauern von bis zu 200 Jahren. In ihren Simulationen stellten Holeksa et al. (2008) fest, dass der Vermoderungsprozess zudem vom Stammdurchmesser abhängt. Kleine Stämme waren dabei innert 71 Jahren abgebaut, bei dickeren Stämmen dauerte es bis zu 113 Jahre. Pflanzen können das Totholz nur in einem gewissen Zeitfenster als Keimungs- und Wachstumssubstrat nutzen. Nach Zielonka (2006) finden Fichten die optimalen Bedingungen für die Keimung zwischen 30 und 60 Jahre nach dem Absterben des Baumes vor. Untersuchungen von Hofgaard (1993b) ergaben, dass frisches Fichtenholz 50 Jahre nach dem Umfallen den geeigneten Zersetzungsgrad für die Besiedlung durch Fichten erreicht hat. Für eine Besiedlung durch Gefässpflanzen geben Zielonka und Piatek (2003) sogar kürzere Wartezeiten an. Ihren Erkenntnissen zu Folge dienen Baumstämme nach mindestens 20 Jahren bereits als Wachstumssubstrat (Zielonka und Piatek 2003). Auf den Beobachtungsflächen der WSL konnten einzelne Verjüngungsansätze bereits viel früher

beobachtet werden, als die in der Literatur erwähnten Werte erwarten lassen. Obwohl die Moderholzverjüngung nicht Bestandteil dieser Untersuchungen war, wurde bereits sieben Jahre nach dem Sturm Vivian einzelne auf Totholz wachsende Bäume beobachtet (Wohlgemuth et al. 2002).

1.1.3 Bedeutung von Moderholz auf Windwurfflächen

Durch Störungen, wie beispielsweise dem Sturm Vivian können grosse Waldflächen zerstört werden und es fällt folglich besonders viel Totholz an. Da Wälder in den Alpen oftmals eine oder mehrere Schutzfunktionen übernehmen ist eine möglichst rasche Wiederbewaldung solcher beschädigten Flächen von grosser Wichtigkeit. Da das liegende Holz erst nach geraumer Zeit als günstiges Verjüngungssubstrat zur Verfügung steht, kann es in den ersten Jahren nach einem Windwurfereignis keinen Beitrag zur Verjüngung leisten. Im Gegenteil können die geworfenen Stämme in den ersten Jahren nach einem Sturm die Etablierung der Verjüngung hemmen (Schönenberger 2002b). Neben der Bedeutung für die Baumverjüngung kann das liegende Holz auf Sturmflächen weitere Aufgaben übernehmen. Auf Lawinenanrissgebieten ist nach Frey und Thee (2002) die Schutzwirksamkeit ungeräumter Flächen in den ersten zehn Jahren nach einem Sturmereignis höher als auf geräumten Flächen. Die Autoren begründen dies mit der Wirkung der liegenden Stämme, Äste und Nadeln, welche die Schneedeckenbildung beeinflussen und Schneebewegungen behindern. Für den Zeitraum zwischen 10 und 30 Jahren nach dem Sturm nehmen Frey und Thee (2002) an, dass die Schutzwirkung abnimmt. Im Vergleich zu Offenflächen oder geräumten Windwurfflächen wird den belassenen Flächen jedoch immer noch eine höhere Schutzwirkung zugeschrieben (Frey und Thee 2002). Der Schutzfunktion, welche Stämme ausüben steht nach einem Sturmereignis jedoch auch die Gefahr von Borkenkäfermassenvermehrungen gegenüber. Geworfenes Fichtenholz ist für Borkenkäfer ein ideales Vermehrungssubstrat, welches für die Käfer auch ein Jahr nach dem Sturmereignis noch ein attraktives Brutmaterial darstellt (Forster 1993). Um das Risiko solcher Massenvermehrungen zu vermindern und die Zeit ohne einen schutzwirksamen Waldbestand zu verringern, ist es in den Europäischen Alpen üblich, dass Sturmflächen geräumt, aufgeforstet und mit Lawinenverbauungen abgesichert werden (Rammig et al. 2006). Bewahrheiten sich die Voraussagen, dass auf Grund des Klimawandels mit einer Zunahme starker Sturmereignisse zu rechnen ist (Frei et al. 2007), stellt sich die Frage, ob dieses Vorgehen noch praktikabel ist.

1.2 Offene Forschungsfragen

Die Entwicklung der Vegetation und der Baumverjüngung auf Windwurfflächen war bereits in der Vergangenheit Gegenstand vieler Untersuchungen. Häufig wurde die Entwicklung der Verjüngung jedoch nur über einen relativ kurzen Zeitraum untersucht, wie zum Beispiel von Jonášová (2010) oder Illison et al. (2007), welche ihre Studien bereits 3 bis 4 Jahre nach dem Sturm durchführten. Bei Untersuchungen der Verjüngungsentwicklung ist unter anderem auch die Vielfalt der entstandenen Kleinstrukturen von Interesse. Harrington und Blum (2001), Peterson und Pickett (1990) sowie Vodde et al. (2010) untersuchten den Einfluss der durch Sturmereignisse geschaffenen Mikrostandorte auf

die Verjüngung. Auch diese Studien wurden nur wenige Jahre nach Windwurfereignissen durchgeführt. So kurze Zeit nach dem Sturm wurden dabei vor allem Wurzelmulden und Wurzelteller betrachtet, da Totholz in diesem Stadium für die Baumverjüngung noch nicht relevant ist. Langzeitbeobachtungen zur Entwicklung der Verjüngung auf Windwurfflächen sind eher selten. Die Untersuchungen der WSL nach dem Sturm Vivian wurden über einen Zeitraum von zehn Jahren durchgeführt und deckten neben der Entwicklung der Verjüngung auch weitere Themen wie den Wildeinfluss und die Schutzwirksamkeit auf den Vivian-Flächen ab (Schönenberger 2002a). Fischer et al. (2002) untersuchten die Vegetationsdynamik im Bayerischen Wald sogar über einen Zeitraum von 15 Jahren. Sowohl bei den Studien der WSL als auch bei Fischer et al. (2002) stand bei der Betrachtung der Verjüngung vor allem der Vergleich zwischen geräumten und belassenen Sturmflächen im Vordergrund. Die Bedeutung des Moderholzes als Substrat für die Verjüngung wurde in diesen Studien nicht berücksichtigt. Über die langfristige Entwicklung der Verjüngung auf Windwurfflächen gibt es erst Modellierungen, welche auf der Vegetationsentwicklung von wenigen Jahren beruhen (Rammig et al. 2006 und 2007) aber noch kaum Langzeituntersuchungen. Vor allem im Hinblick auf die Schutzwirkung solcher Flächen sind Informationen über die Abbaugeschwindigkeit von Totholz und die Entwicklung der Verjüngungsgunst des Totholzes von grossem Interesse.

1.3 Zielsetzung und Fragestellung

Diese Arbeit hat zum Ziel, die Entwicklung der Verjüngung auf Windwurfflächen zwanzig Jahre nach dem Sturm Vivian aufzuzeigen. Im Vordergrund steht dabei der Vergleich der Baumverjüngung auf Moderholz und dem Boden. In diesem Zusammenhang spielen auch der Zersetzungsgrad des Totholzes und dessen Einfluss auf die Verjüngung eine wichtige Rolle. Der Arbeit liegen folgende Forschungsfragen und Hypothesen zugrunde:

- Frage 1:** Zu welchem Grad ist das Sturmholz bereits zersetzt?
- Hypothese 1:** Nach zwanzig Jahren ist der Abbau bereits fortgeschritten, stark Zersetztes Totholz ist jedoch noch selten oder fehlt gänzlich. Der Grad der Zersetzung ist dabei stark vom Standort abhängig.
- Frage 2:** Besteht ein Zusammenhang zwischen dem Zersetzungsgrad des Moderholzes und der Verjüngungssituation?
- Hypothese 2:** Mit zunehmendem Abbau verbessert sich die Verjüngungssituation auf dem Totholz.
- Frage 3:** Ist zwanzig Jahre nach dem Sturm Vivian auf dem Totholz mehr Verjüngung vorhanden als auf dem Boden?
- Hypothese 3:** Auf Grund zunehmender Zersetzung des Totholzes und der Zunahme der Vegetationskonkurrenz ist das Totholz ein günstiges Verjüngungssubstrat.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Auswahl der Flächen

Für die Untersuchung der Verjüngungsentwicklung auf Windwurfflächen wurden Waldflächen gewählt, welche durch den Sturm Vivian beschädigt wurden. Durch diese Eingrenzung konnte sichergestellt werden, dass das Totholz auf allen Flächen das gleiche Alter hat. Um Einflüsse von Standortfaktoren wie Meereshöhe oder Neigung betrachten zu können, sollten die ausgewählten Flächen möglichst auf einem Höhengradienten liegen und verschiedene Expositionen aufweisen. Auf diesen Kriterien basierend wurden mit dem GIS-Programm Arc Map 9.3 (ESRI) potentielle Flächen ausgewählt. Dieser Auswahl liegen GIS-Daten des BUWAL zum Sturmschadenflächeninventar vom Jahr 1990 zugrunde. Ein zusätzliches Kriterium bei der Flächenauswahl war, dass diese nach dem Sturmereignis nicht geräumt und auch zu einem späteren Zeitpunkt nicht bewirtschaftet wurden. Somit sollte sichergestellt werden, dass für die Aufnahmen genügend Totholz zur Verfügung stand und Einflüsse einer Behandlung ausgeschlossen werden konnten. Um Angaben über die Bewirtschaftung der ausgewählten Flächen zu erhalten wurden die Revierförster per Telefon kontaktiert und befragt.

In den meisten der angegangenen Reviere wurde ein Grossteil der Flächen nach dem Sturm geräumt. Nach Angaben der Förster geschah dies zum einen, um das geworfene Holz zu nutzen aber auch, um Massenvermehrungen von Borkenkäfern zu verhindern. Ungeräumte Flächen befanden sich vor allem in abgelegenen, schwer zugänglichen Gebieten, welche sich für die Feldaufnahmen nicht gut eigneten. Durch diese Schwierigkeiten, belassene Vivian-Flächen zu finden wurden die Feldaufnahmen vor allem auf Versuchs- und Dauerbeobachtungsflächen des Eidgenössischen Instituts für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) durchgeführt. Neun der 15 aufgenommenen Flächen befinden sich in solchen WSL-Untersuchungsflächen. Zusätzlich konnten noch einige Windwurfflächen gefunden werden, welche den Aussagen der Förster zufolge nach dem Sturm Vivian nicht geräumt wurden. Da sich auf Grund der während dem Sturm Vivian vorherrschenden Windrichtung der Grossteil der beschädigten Wälder auf W- bis N-exponierten Flächen befanden (Schüepp et al. 1994) war es nicht möglich, alle Expositionen gleich zu berücksichtigen.

Geografische Lage und Klima

Die aufgenommenen Flächen befinden sich im Osten der Schweiz und liegen in vier verschiedenen Regionen (siehe Abbildung 1). Von den 15 Aufnahmeflächen liegen 5 im Vorderrheintal in der Gegend von Disentis/Muster, 4 im Taminatal bei Pfäfers, 5 im Kanton Glarus in der Umgebung von Schwanden und eine Aufnahmefläche liegt in der Nähe von Scheid im Domleschg. Im Folgenden werden die einzelnen Flächen erklärt und

Klimawerte für die vier Regionen aufgeführt. Da nicht für alle Aufnahmeflächen klimatische Angaben vorliegen, wurden Standardnormwerte von 1961-1990 der am nächsten gelegenen meteorologischen Station verwendet (Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie MeteoSchweiz 2010).



Abbildung 1: Lage der in Regionen eingeteilten Untersuchungsflächen

Disentis/Muster

Südwestlich der Gemeinde Disentis/Muster befindet sich im Uaul Cavorgia Su eine der vier Versuchsflächen der WSL. Angaben zum Standort sind in Tabelle 1 ersichtlich. Auf dem belassenen Teil dieser Windwuffläche wurde im unteren und im oberen Teil jeweils eine Aufnahmefläche erhoben. Zwei weitere Flächen, welche nach dem Sturm nicht geräumt wurden liegen im Gemeindegebiet von Trun. Auf diesen kleineren, südlich von Trun gelegenen Sturmflächen wurde je eine Aufnahme gemacht. Der im Uaul da Rensch liegende Sturmschaden ist eine der Dauerbeobachtungsflächen, welche von der WSL eingerichtet wurden. Eine weitere dieser Beobachtungsflächen befindet sich in der Val Zavrugia, einem von der Gemeinde Zignau aus nach S-SE verlaufendem Seitental.

Tabelle 1: Angaben zu den Aufnahmeflächen im Gebiet von Disentis/Muster

Gemeinde	Standort	Meereshöhe (m.ü.M)	Exposition	Neigung (%)	Koordinaten
Disentis/Muster	Versuchsfläche WSL Disentis/Muster	1480	NW	60	706985/170655
	Versuchsfläche WSL Disentis/Muster	1520	NW	70	707005/170580
Trun	Dauerbeobachtungsfläche WSL Uaul da Rensch	1040	NW	60	717545/176850
	Bugliadera	1200	N	40	718645/176840
Obersaxen	Dauerbeobachtungsfläche WSL Zavragiawald	1630	W	60	720420/715405

Die nächstgelegene Messstation in dieser Region befindet sich in Disentis/Sedrun auf 1197 m.ü.M (Abbildung 2). Die Niederschlagssumme beträgt hier 1036 mm pro Jahr und die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 5.9 °C. Abgesehen von den beiden Flächen in Trun liegen die übrigen Flächen deutlich höher als die Messstation. Darum ist auf diesen Flächen mit deutlich tieferen Temperaturen und höheren Niederschlagswerten zu rechnen.

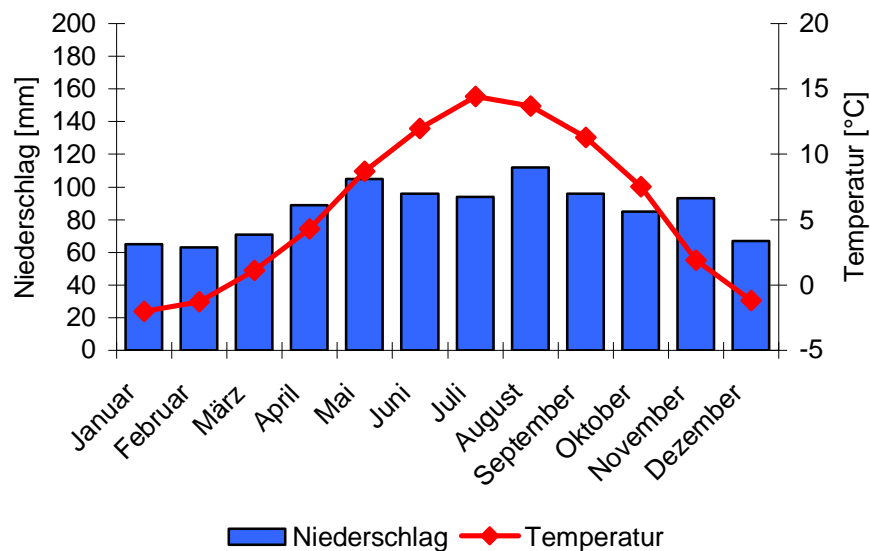


Abbildung 2: Klimadiagramm Disentis/Sedrun (Datenquelle: MeteoSchweiz 2010)

Scheid

Im Domleschg konnte in Scheid eine weitere Windwurffläche ausfindig gemacht werden, welche nach Angaben des Försters nach dem Sturm nicht mehr bewirtschaftet wurde. Diese Fläche befindet sich im Gebiet von Tuleu, westlich von der Gemeinde Scheid. Weitere Angaben zur Aufnahme­fläche, siehe Tabelle 2.

Tabelle 2: Angaben zur Aufnahme­fläche im Gebiet von Scheid

Gemeinde	Standort	Meereshöhe (m.ü.M)	Exposition	Neigung (%)	Koordinaten
Scheid	Tuleu	1625	NW	70	755115/182350

Für die Aufnahme­fläche in Scheid befand sich die nächste Messstation in Chur auf 556 m.ü.M (Abbildung 3). Auch hier ist die Windwurf­fläche deutlich höher gelegen als die Klimamessstation. Die mittlere Jahrestemperatur von 8.9 °C und die Niederschlagssumme von 798 mm pro Jahr sind daher für die Fläche in Scheid kaum repräsentativ. Nimmt man für die Lufttemperatur eine Abnahme von 0.55° pro 100m an (Landolt 2003), so ist die mittlere Jahrestemperatur in Tuleu um etwa 5.5° bis 6° tiefer als in Chur. Durch die höhere Lage wird auf der Aufnahme­fläche zudem mehr Niederschlag anfallen als in Chur.

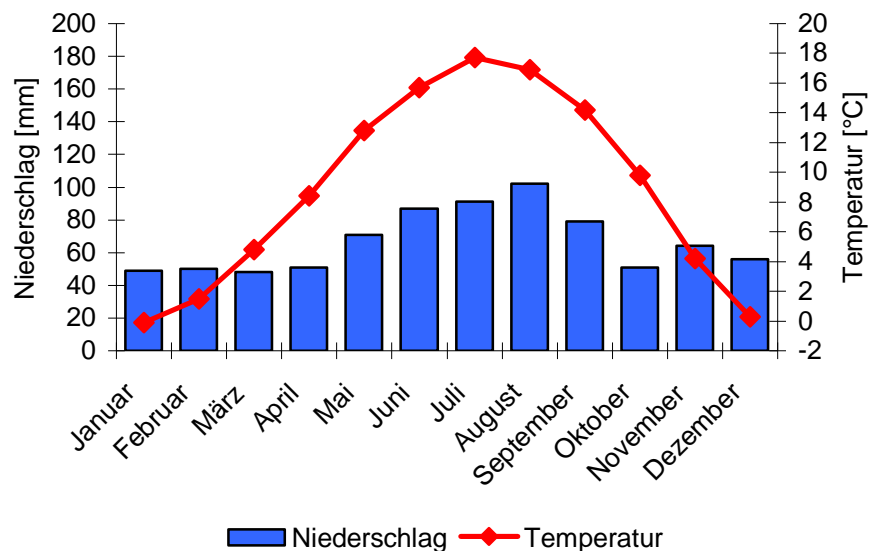


Abbildung 3: Klimadiagramm Chur (Datenquelle: MeteoSchweiz 2010)

Pfäfers

Das von Pfäfers aus nach S-SW verlaufende Taminatal weist auf der Flanke des St.Margrethenberg einige Sturmschäden auf. Auf dem Bläserberg, oberhalb der Gemeinde Vadura befindet sich die Versuchsfläche der WSL. Wie in Disentis wurden auch hier zwei Aufnahmen gemacht. In der Nähe des WSL-Untersuchungsgebietes wurden zwei weitere Flächen erhoben. Die eine, etwas kleinere liegt südlich der WSL-Fläche, die zweite befindet sich talabwärts im Gebiet des Brenntwald (siehe Tabelle 3).

Klimatische Angaben für diese Region stammen von der Station in Chur (siehe Abbildung 3). Wie bereits die Fläche in Scheid liegen auch die Windwurfflächen in der Nähe von Pfäfers deutlich höher als die Klimamessstation in Chur. Auf diesen Flächen ist darum mit tieferen Temperaturwerten und höheren Niederschlägen zu rechnen. Auf Grund der Lage in den Voralpen ist das Klima in der Region Pfäfers zudem weniger kontinental als in Chur oder auch Tuleu. Dadurch kann angenommen werden, dass in dieser Gegend deutlich mehr Niederschlag fällt als in Chur und in Tuleu.

Tabelle 3: Angaben zu den Aufnahmeflächen im Gebiet von Pfäfers

Gemeinde	Standort	Meereshöhe (m.ü.M)	Exposition	Neigung (%)	Koordinaten
Pfäfers	Versuchsfläche WSL	1410	NW	80	756625/202735
	Versuchsfläche WSL	1440	NW	80	756640/202685
	Grot	1560	NW	60	756900/203900
	Guttolen	1540	W	90	756700/202200

Schwanden

Im Kanton Glarus wurden insgesamt fünf Aufnahmen gemacht (siehe Tabelle 4). Zwei davon liegen auf der Versuchsfläche der WSL, welche auf der linken Talseite des Niederentals, südöstlich von Schwanden zu finden ist. Auf dem Gandberg, nördlich der WSL-Fläche befinden sich noch weitere, ungeräumte Vivian-Schäden. In diesem Gebiet wurde eine weitere Fläche erhoben. Die weiteren betrachteten Windwurfschäden sind etwas weiter talabwärts östlich von Ennenda und im Grapplwald, im Oberseetal zu finden.

Tabelle 4: Angaben zu den Aufnahmeflächen im Gebiet von Schwanden

Gemeinde	Standort	Meereshöhe (m.ü.M)	Exposition	Neigung (%)	Koordinaten
Schwanden	Versuchsfläche WSL	1080	W	55	725970/204510
	Versuchsfläche WSL	1090	W	55	725925/204640
	Gandberg	1470	N	90	727080/205540
Ennenda	Ober Stöckliwald	1540	W	60	726535/210910
Näfels	Dauerbeobachtungsfläche WSL Obersee	1400	N	70	719320/215395

Für die Flächen im Glarnerland wurden die Temperatur- und Niederschlagswerte von der Station in Glarus verwendet. Für die auf 516 m.ü.M gelegene Station beträgt die jährliche Niederschlagssumme 1416 mm und die mittlere Jahrestemperatur 8°C (Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie 2010). Auf Grund der höheren Lage ist auf den Aufnahmeflächen mit etwa 2.5 - 5.5°C tieferen Temperaturwerten und höheren Niederschlägen zu rechnen als in Glarus.

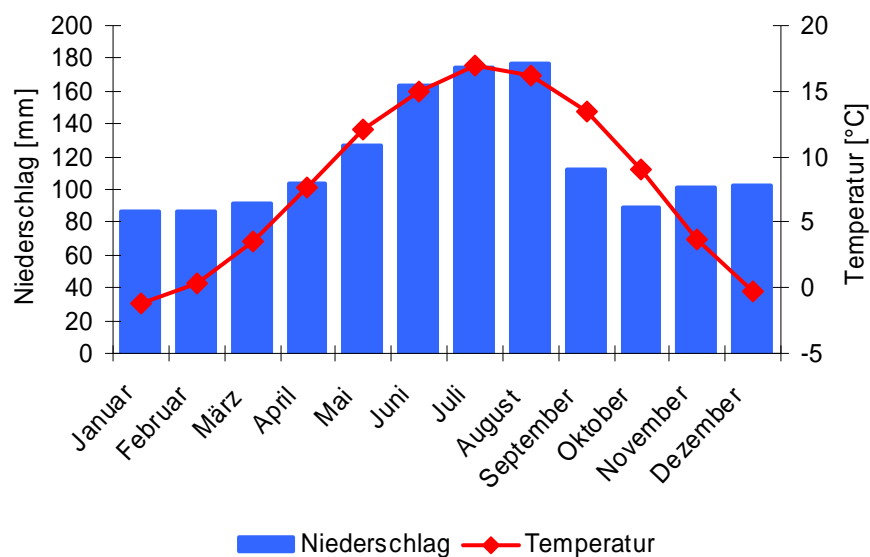


Abbildung 4: Klimadiagramm Glarus (Datenquelle: MeteoSchweiz 2010)

Behandlung nach dem Sturm

Um zuverlässige Aussagen über die Zersetzung des Totholzes und der Entwicklung der Verjüngung machen zu können, müssen auf den verschiedenen Untersuchungsflächen die gleichen Rahmenbedingungen gelten. Da für die Untersuchungen ungeräumte Vivianflächen gewählt wurden, kann mit grosser Wahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass das Totholz auf allen Flächen das gleiche Alter hat. Für alle Beobachtungsflächen des Forschungsinstitutes für Wald, Schnee und Landschaft wird diese Bedingung erfüllt. Auf den Versuchsflächen in Disentis, Pfäfers und Schwanden gibt es neben geräumten und geräumten und bepflanzten Teilflächen auch eine belassene Fläche, auf welcher die Daten erhoben wurden. Auch auf den Dauerbeobachtungsflächen wie in Trun, Val Zavragia oder im Grapplwald kann eine Bewirtschaftung nach dem Sturmereignis ebenfalls ausgeschlossen werden, da Vereinbarungen zwischen WSL und Gemeinden bestehen.

Bei den weiteren Flächen kann auf Grund von Angaben der Förster davon ausgegangen werden, dass die Flächen oder Teile der Sturmflächen belassen wurden oder nur wenig Holz geräumt wurde. Da sich die meisten Flächen in steilem, unzugänglichem Gebiet befanden, ist es wahrscheinlich, dass dort keine Eingriffe stattfanden. Nur bei angrenzenden Wegen oder Pfaden wurden die Stämme aus Sicherheitsgründen geräumt oder zerschnitten und liegengelassen. Darum wurden die Aufnahmen nicht in unmittelbarer Nähe zu einem Weg gemacht und auch wurde darauf geachtet, dass keine durchtrennten Stämme oder andere Zeugen eines Eingriffes auf der Erhebungsfläche lagen.

Einzig auf einer Fläche am St. Margrethenberg nahe Pfäfers wurde das Sturmholz zwar liegengelassen, es wurden jedoch auf einem Teil der Fläche Bäume gepflanzt. Dass in dieser Fläche auch gepflanzte Bäume aufgenommen wurden lässt sich nicht mit Sicherheit ausschliessen, es wurde jedoch versucht, die Aufnahmen auf einem möglichst belassenen Teil der Fläche durchzuführen.

2.2 Datenaufnahmen

2.2.1 Versuchsanordnung

Die Aufnahmen der Verjüngung erfolgten auf Flächen der Grösse 10m * 10m. Je nach Grösse der Windwurffläche wurden entweder eine oder zwei Aufnahmeflächen pro Standort erhoben. Auf den WSL-Untersuchungsflächen in Disentis, Pfäfers und Schwanden erfolgten zwei Aufnahmen pro Windwurffläche, auf den übrigen Standorten wurde je eine Aufnahme gemacht.

Auf den 100 m² grossen Aufnahmeflächen wurde das gesamte Totholz inklusiv Wurzelteller und allfällige Strünke erhoben. Falls die untere Grenze von 10 m² Projektionsfläche nicht erreicht werden konnte, so wurde die Aufnahmefläche vergrössert, bis der Grenzwert erreicht wurde. Die obere Grenze für die Totholzaufnahme wurde bei 20 m² festgelegt. Es wurden insgesamt 15 Flächen mit einer totalen Totholzmenge von 197 m² erhoben.

Zusätzlich zur Totholzerhebung wurden auf den Aufnahme­flächen Kontrollplots auf dem Erdboden eingerichtet. Diese 4 m² grosse Flächen sollten dabei zufällig ausgewählt werden und mindestens 2 m vom nächsten Totholz entfernt sein. Waren auf einer Aufnahme­fläche unterschiedliche Substrat- oder Vegetationstypen vorhanden, so wurden die verschiedenen Standorte berücksichtigt. Die Gesamtfläche der Kontrollplots sollte im Bereich des aufgenommenen Totholzes sein, mit insgesamt 208 m² war die totale Fläche der Kontrollaufnahmen etwas grösser. Falls für die Kontrollen in der Aufnahme­fläche nicht genügend Platz vorhanden war, wurde die Fläche wie bei der Totholzaufnahme vergrössert.

2.2.2 Erfassung der Daten

Für jede Windwurffläche wurden die Standortfaktoren Meereshöhe, Exposition, Neigung und Kronendeckungsgrad aufgenommen. Die Meereshöhe der Flächen wurde für einen Teil der Aufnahme­flächen mittels GPS-Gerät ermittelt. Für diejenigen Aufnahmen bei welchen kein GPS-Gerät verfügbar war, wurde die Höhe über dem Meeresspiegel aus GIS-Karten gelesen. Auf Grund der bekannten Koordinaten der aufgenommenen Standorte konnte die Exposition der Aufnahme­flächen mittels GIS bestimmt werden. Die Hangneigung wurde mit einem Hangneigungsmesser der Firma Suunto gemessen. Die Hangneigung wird in % angegeben. Der Deckungsgrad auf der Aufnahme­fläche und des umgebenden Bestandes wurde gutachtlich bestimmt. Da die angrenzenden Bäume die Lichtverhältnisse auf der Aufnahme­fläche beeinflussen, wurde der Deckungsgrad nicht nur auf Ebene der Aufnahme­fläche, sondern für eine grössere Fläche von etwa 30m * 30m geschätzt. Der Kronendeckungsgrad wird in 10%-Schritten angegeben.

Für das Totholz wurden neben der Verjüngung auch die Oberfläche und der Vermoderungsgrad erhoben. Die für die Verjüngung zur Verfügung stehende Fläche wurde anhand der Stammlänge und dem Durchmesser in der Stammmitte berechnet. Äste wurden in den Aufnahmen nicht berücksichtigt. Auf Grund der fortgeschrittenen Zersetzung und der Bedeckung mit Vegetation konnte die Baumart des Moderholzes nicht bei allen Stämmen sicher festgestellt werden. Da der Grossteil des Totholzes aus Fichten bestand, wurde auf eine Unterscheidung der Holzart verzichtet. Der Zersetzungsgrad der Bäume wurde durch die Methode nach Sippola und Renvall (1999) bestimmt. Bei dieser Methode wird ein Messer in das Holz gestossen, auf Grund dessen Eindringtiefe kann das Totholz in verschiedene Zersetzungs­klassen eingeteilt werden (Vgl. Tabelle 5). Um mögliche Unterschiede berücksichtigen zu können wurden die Totholz­stämme an mehreren Orten beprobt. Der Abstand zwischen zwei Messpunkten betrug dabei etwa 2 m. Bei grossen Unterschieden wurde der Stamm dem Zersetzungsgrad entsprechend unterteilt. Jedes dieser Teilstücke wurde dann als einzelnes Totholzobjekt aufgenommen.

Tabelle 5: Klassen zur Bestimmung des Zersetzungsgrades nach Sippola und Renvall (1999)

Zersetzungsgrad	
1	Frisches Totholz; Holz ist hart, Rinde und Phloem sind noch frisch. Das Messer dringt nur wenige mm in das Holz ein.
2	Holz ist hart, ein Grossteil des Stammes ist mit Rinde bedeckt. Frisches Phloem ist nicht mehr vorhanden. Das Messer dringt 1-2 cm in das Holz ein.
3	Holz ist an der Oberfläche oder in der Mitte zum Teil bereits zersetzt. Grosse Teile der Rinde sind abgefallen. Das Messer dringt 3-5 cm in das Holz ein.
4	Holz ist weich, normalerweise ohne Rinde. Die ganze Messerklinge dringt leicht in das Holz ein.
5	Holz ist sehr weich. Es zerfällt, wenn es gehoben wird. Stamm ist durch Moose und Flechten bedeckt.

Die Baumverjüngung auf den beiden Substraten wurde gezählt und ausgemessen. Dabei wurden für jeden Baum die Baumart, Höhe und die Endtrieblänge bestimmt. Zur Messung der Höhe und der Endtrieblänge wurde ein Doppelmeter verwendet.

Um den Einfluss der Vegetation zu untersuchen, wurden sowohl auf den Kontrollflächen als auch auf dem Moderholz der Vegetationstyp und der dominante Aspekt bestimmt. Dabei wurden folgende Vegetationstypen unterschieden:

Tabelle 6: Einteilung der Vegetationstypen mit verwendeter Abkürzung

Abkürzung	Vegetationstyp
G	Gras
M	Moos
F	Farn
HS	Hochstauden
ZS	Zwergsträucher
SF	Schlagflora
K	Keine Vegetation
RB	Rohboden

2.2.3 Weitere Daten

Neben den im Feld erhobenen Variablen wie Substrat, Vegetationstyp, Zersetzungsgrad, Meereshöhe, Kronendeckungsgrad und Neigung wurden auch Variablen aus GIS-Daten für die Analysen verwendet. Informationen zu den Bodentypen wurden aus der Bodeneignungskarte des Bundesamtes für Statistik (BFS), GEOSTAT gewonnen. Für Klimatische Daten, wie Strahlung, Niederschlag oder die Wärmesummen standen Karten mit räumlich interpolierten meteorologischen Werten zur Verfügung. Diese GIS-Karten stammen von früheren Untersuchungen von Zimmermann und Kienast (1999). Werte für die potentielle direkte Sonneneinstrahlung wurden für den Frühling und Sommer berechnet und werden in kJ/Tag angegeben. Die Niederschlagsmengen für die

Vegetationsperiode wurden in (1/10mm)/Monat angegeben. Für die Wärmesummen während der Vegetationsperiode (Tage * °C) wurde ein Entwicklungsnullpunkt von 0 °C angenommen (Zimmermann und Kienast 1999).

2.3 Datenauswertung

Alle statistischen Auswertungen wurden mit der Statistiksoftware R 2.11.1 ausgeführt. Die in der Analyse untersuchten Zielvariablen sind Baumhöhe, Baumdichte und die Endtrieblänge. Die Endtrieblänge konnte nicht für alle Bäume gemessen werden, viele Bäume waren verbissen und bei den grossen Bäumen war es nicht möglich genaue Messungen durchzuführen. Auf Grund der fehlenden Werte wurde diese Zielgrösse in der statistischen Analyse nicht berücksichtigt.

Für eine statistische Auswertung muss zuerst die Verteilung der Daten untersucht werden. Die Quantil-Quantil Plots und Shapiro-Test zeigten, dass sowohl die Werte der Baumhöhe als auch jene der Baumdichte nicht normalverteilt waren. Da die für parametrische Verfahren vorausgesetzte Normalverteilung nicht gegeben war, wurden die Analysen mittels nicht-parametrischer Tests durchgeführt (Fowler 1998).

Für den Vergleich der Verjüngung zwischen den beiden Substraten wurde ein Zwei-Stichproben Wilcoxon-Test verwendet. Da sich Totholz und Kontrollflächen in einer Aufnahmefläche lagen, wurde ein gepaarter Test durchgeführt. Für Einflussvariablen mit mehr als zwei Klassen ist der Wilcoxon-Test nicht angebracht. Die Einwirkungen der Faktoren wie zum Beispiel Meereshöhe, Kronendeckungsgrad, Niederschlag oder Wärmesummen wurden mittels Kruskal-Wallis Test ermittelt. Der Kruskal-Wallis Test ist ein nicht-parametrisches Verfahren für multiple Vergleiche (Fowler 1998). Mit diesem Test kann untersucht werden, ob sich Werte verschiedener Gruppen signifikant unterscheiden. Da jedoch keine Aussagen darüber gemacht werden können, zwischen welchen Gruppen dies der Fall ist, muss ein Post-hoc Test durchgeführt werden. In R kann ein solcher Test mit dem Befehl `kruskal.mc` durchgeführt werden. Alle Tests wurden zu einem Signifikanzniveau von 5% durchgeführt.

Mit den durchgeführten univariaten Tests kann der Einfluss einzelner Variablen auf die Zielvariable gemessen werden. Sie können jedoch keine Aussagen darüber machen, durch welche Einflussvariablen die Zielgrösse am stärksten beeinflusst wird. Auch können Interaktionen, welche zwischen den verschiedenen Variablen auftreten, nicht abgebildet werden, bessere Aussagen können in diesen Fällen durch Modelle gemacht werden. Aus diesen Gründen wurden zusätzlich zu der univariaten auch multivariate Analysen durchgeführt. Für die Zielvariablen Baumhöhe und Baumdichte wurde jeweils ein Modell für die Kontroll- und Totholzflächen gebildet. Da die erklärenden Variablen sowohl metrisch als auch kategoriell waren und die Werte der Baumdichten Zähldaten waren, wurde die Methode der Generalized Linear Models (GLM) angewendet. GLM's sind eine Erweiterung von linearen Modellen, welche im Gegensatz zu herkömmlichen linearen Modellen neben normalverteilten Daten auch bei Daten anderer Verteilungen gebraucht werden können. Dadurch sind GLM flexibler und besser geeignet, um ökologische Zusammenhänge zu analysieren, welche durch eine Normalverteilung nur schlecht wiedergegeben werden können (Guisan et al. 2002). Für die beiden untersuchten

Zielvariablen Baumdicke und Baumhöhe wurde eine logarithmisch transformierte Normalverteilung angenommen, welche grafisch überprüft wurde.

Die Modelauswahl wurde durch ein schrittweise aufbauendes Verfahren (forward selection) ausgeführt. Bei diesem Verfahren werden einem ersten Modell welches aus nur einer erklärenden Grösse besteht, schrittweise weitere Variablen angefügt. In der Modellanalyse wurden nur jene Variablen berücksichtigt, welche einen signifikanten Einfluss auf die Zielvariable hatten. Um festzustellen, wie stark die statistischen Zusammenhänge zwischen den erklärenden Variablen und den Zielvariablen sind, wurde für jede Variable ein separates Modell gebildet.

Im ersten Schritt wurde die Variable, welche den grössten Einfluss auf die Zielvariable ausübt in das Modell aufgenommen. Im zweiten Schritt wurde dieses Modell mit einer zweiten Variablen ergänzt. Um jenes Modell auswählen zu können, welches die Zielvariable am besten abbildet, wurde mit dem R-Befehl `anova()` eine Varianzanalyse durchgeführt (Zuur et al. 2009). So wurde das Modell schrittweise mit den einzelnen Variablen erweitert, bis das endgültige Modell bestimmt war. Die Residuen der Modelle wurden grafisch mit dem Befehl `plot()` überprüft. Da für GLM's kein Bestimmtheitsmass R^2 existiert, wurde für die Modelle die Abweichung folgendermassen berechnet (nach Zuur et al. 2009):

$$\text{Deviance} = 100 * \frac{(\text{Null deviance} - \text{Residual deviance})}{\text{Null deviance}}$$

Dieser Wert gibt an, welcher Anteil der Varianz der Zielvariablen durch das Modell erklärt werden kann. Je grösser dieser Wert ist, umso besser ist das Modell.

3 Resultate

3.1 Zustand des Moderholzes

Zwanzig Jahre nach dem Sturmereignis ist ein grosser Teil des geworfenen Holzes bereits deutlich zersetzt. 45% aller aufgenommenen Totholzstämmen weisen einen mittleren Zersetzungsgrad von 3 auf (Bestimmung des Zersetzungsgrades, siehe Tabelle 5). Nur rund 1/5 der Stämme ist weniger abgebaut und weist einen Zersetzungsgrad von 2 auf (siehe Abbildung 5).

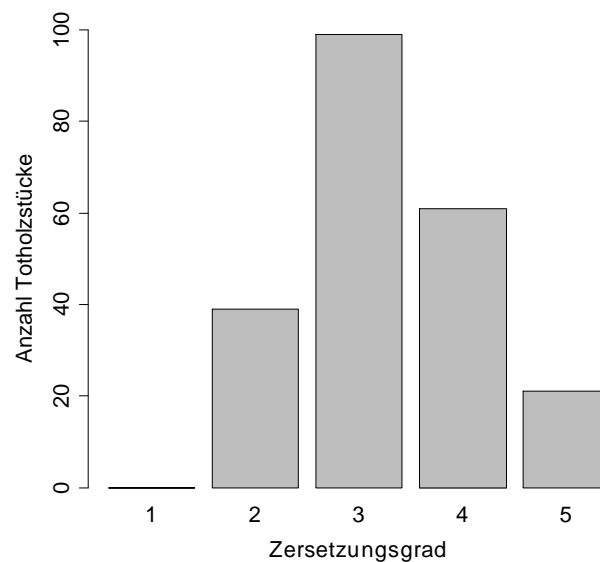


Abbildung 5: Verteilung der Totholzstücke über die Zersetzungsgrade

Von den insgesamt 220 erhobenen Moderholzstücken dienten 60 (27%) bereits als Substrat für die Baumverjüngung. Von den durch Baumverjüngung besiedelten Totholzstücken hatte nur ein Objekt einen Zersetzungsgrad von 2, alle anderen waren bereits stärker abgebaut (siehe Abbildung 6). Über die Hälfte der bewachsenen Stämme (53%) hatten einen Zersetzungsgrad von 3. Zersetzungsgrade der Klassen 4 und 5 wiesen 33% respektive 12% der Totholzstämmen auf. Da nur ein Totholzstamm den Zersetzungsgrad 2 hatte, wurde diese Zersetzungsclassen in den folgenden Analysen nicht berücksichtigt.

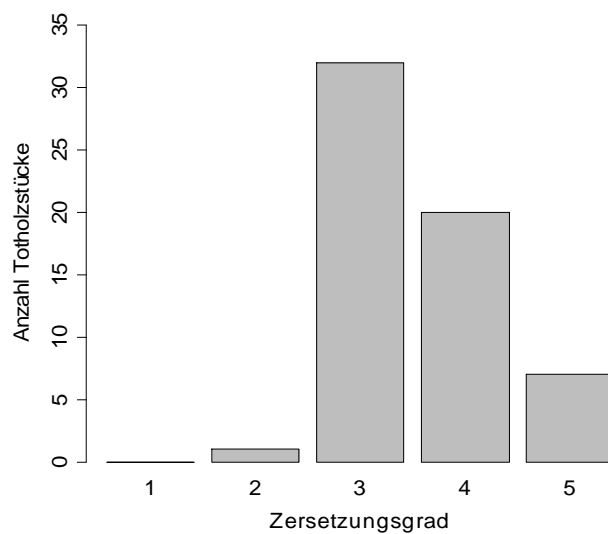


Abbildung 6: Verteilung der Totholzstücke mit Verjüngung über die Zersetzungsgrade

In Abbildung 7 wird der hoch signifikante ($p = 0.0005$) Zusammenhang zwischen der Baumdichte und dem Zersetzungsgrad dargestellt. Die Anzahl Bäume pro Flächeneinheit nimmt mit der fortschreitenden Zersetzung des Holzes zu. Auf Moderholz der Zersetzungsstufe 3 war die Baumdichte signifikant geringer als für die Zersetzungsgrade 4 und 5.

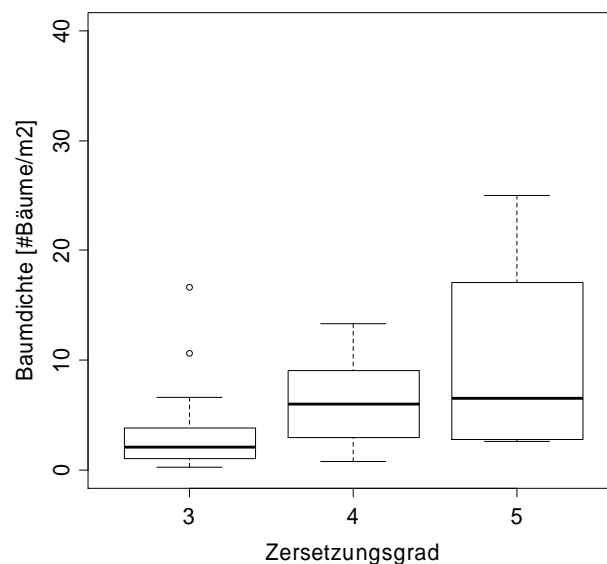


Abbildung 7: Vergleich der Baumdichte in Abhängigkeit des Zersetzungsgrades

Wie für die Baumdichte konnten auch für die Baumhöhe hoch signifikante ($p < 0.0001$) Unterschiede zwischen den Graden der Zersetzung festgestellt werden. Die höchsten Bäume sind auf Totholzstämmen mit einem Zersetzungsgrad von 5 zu finden. Auf Totholz der Klassen 3 und 4 sind die Bäume deutlich kleiner (Abbildung 8).

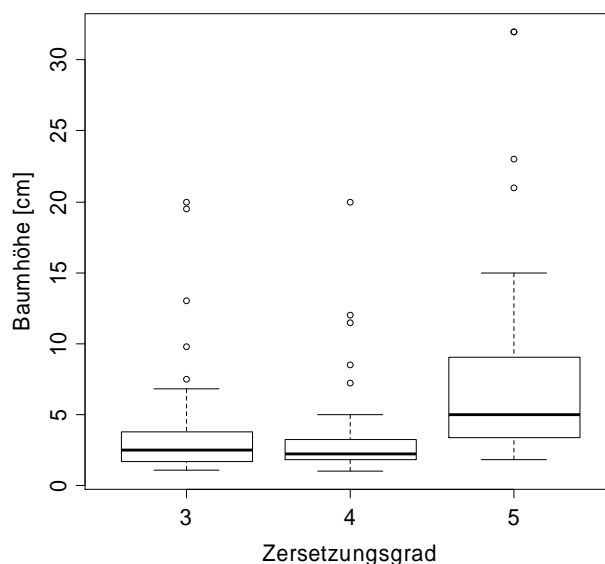


Abbildung 8: Vergleich der Baumhöhe in Abhängigkeit des Zersetzungsgrades

3.2 Entwicklung der Verjüngung

3.2.1 Substrat

Entwicklung und Art der Baumverjüngung wiesen deutliche Unterschiede zwischen den verglichenen Substraten auf. Auf den betrachteten 15 Flächen liegt die Baumdichte im Bereich von 0.0 - 7.7 Bäume/m² für das Totholz und zwischen 0.1 und 6.8 Bäume/m² für die Kontrollflächen. Zwischen den Baumdichten auf Totholz und jenen auf den Kontrollflächen lässt sich anzahlmässig kein signifikanter Unterschied erkennen. Sowohl für Bäumchen unter 5 cm (Höhenklasse 1) wie auch für grössere Bäume (Höhenklasse 2) war der Einfluss des Substrates auf die Baumdichte signifikant. Bei den Bäumen bis 5 cm Höhe konnte auf dem Totholz eine höhere Dichte als auf den Kontrollflächen ($p = 0.036$) beobachtet werden. Bäume der Höhenklasse 2 waren hingegen deutlich häufiger auf den Kontrollflächen als auf Totholz zu finden ($p = 0.021$, Abbildung 9)

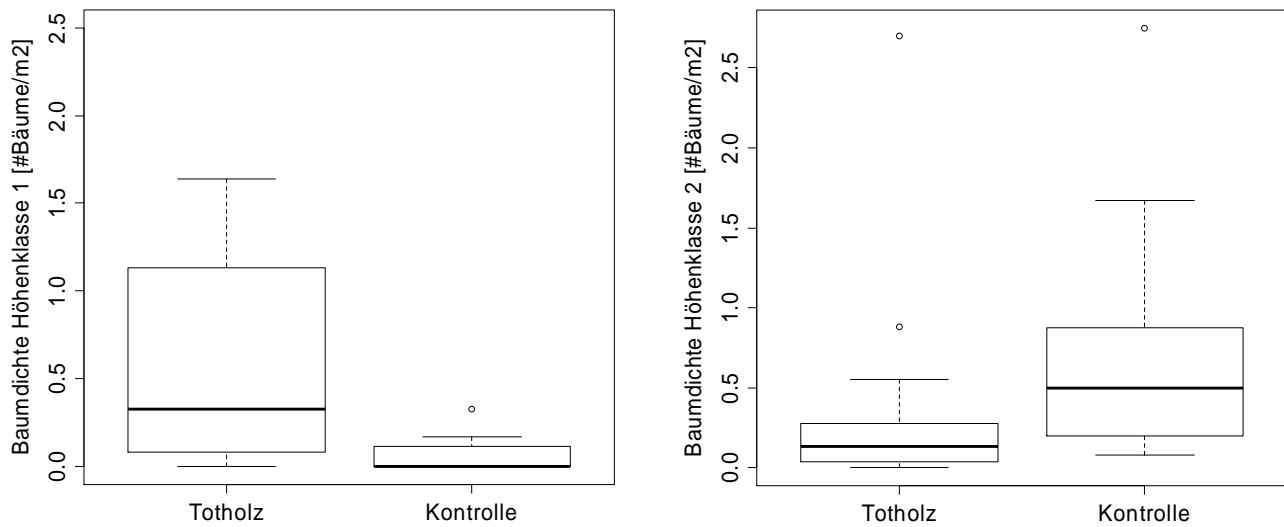


Abbildung 9: Baumdichten auf Totholz und Kontrollflächen für Bäume < 5 cm (links) und Bäume > 5 cm (rechts)

Der Vergleich der Baumhöhen auf beiden Substraten konnte die bereits beobachteten Unterschiede der Baumhöhen auf beiden Substraten aufzeigen. Die Baumhöhe auf Totholz unterscheidet sich signifikant ($p = 0.013$) von derjenigen auf den Kontrollen. Auf den Kontrollflächen wachsende Bäume sind deutlich grösser als auf dem Totholz, auch weisen dort die Werte für die Baumhöhe eine grössere Streuung auf als auf dem Totholz (Abbildung 10).

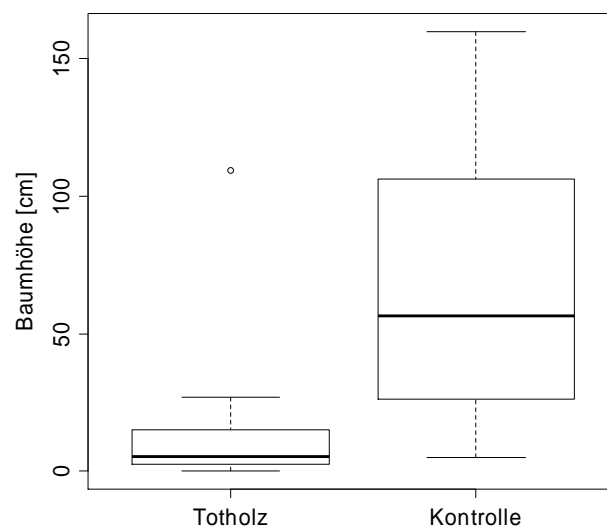


Abbildung 10: Vergleich der Baumhöhe auf Totholz und Kontrollflächen

Zwischen Laub- und Nadelgehölzen lassen sich unterschiedliche Präferenzen bezüglich Wachstumssubstrat feststellen. Laubbäume wurden häufiger auf den Kontrollflächen gefunden als auf Totholz, die Baumdichten auf beiden Substraten unterschieden sich signifikant ($p = 0.036$, Abbildung 11). Die Nadelbäume bevorzugten hingegen das Totholz als Wachstumssubstrat, wobei der Substrattyp jedoch keinen signifikanten Einfluss auf die Baumdichte hatte.

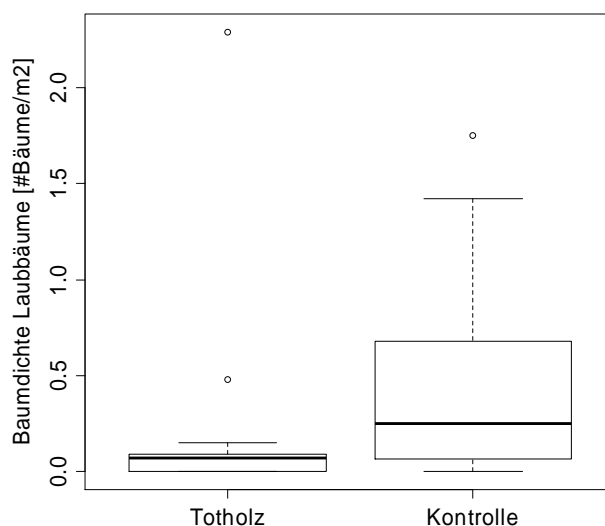


Abbildung 11: Vergleich der Baumdichte von Laubbäumen auf Totholz und Kontrollflächen

Laubbäume waren signifikant höher auf Kontrollflächen im Vergleich zu Totholzflächen ($p < 0.0001$, Abbildung 12). Auf den Kontrollflächen waren die Laubbäume mit einer durchschnittlichen Höhe von 76 cm grösser als die Bäume auf Moderholz, welche im Durchschnitt 36 cm hoch waren. Auch für die Nadelbäume besteht ein hoch signifikanter Unterschied ($p < 0.0001$) zwischen der Baumhöhe auf beiden Substraten. Auf den Kontrollflächen wachsende Bäume sind mit einer durchschnittlichen Höhe von 14 cm doppelt so hoch wie jene auf Moderholz, welche im Schnitt rund 7 cm hoch sind.

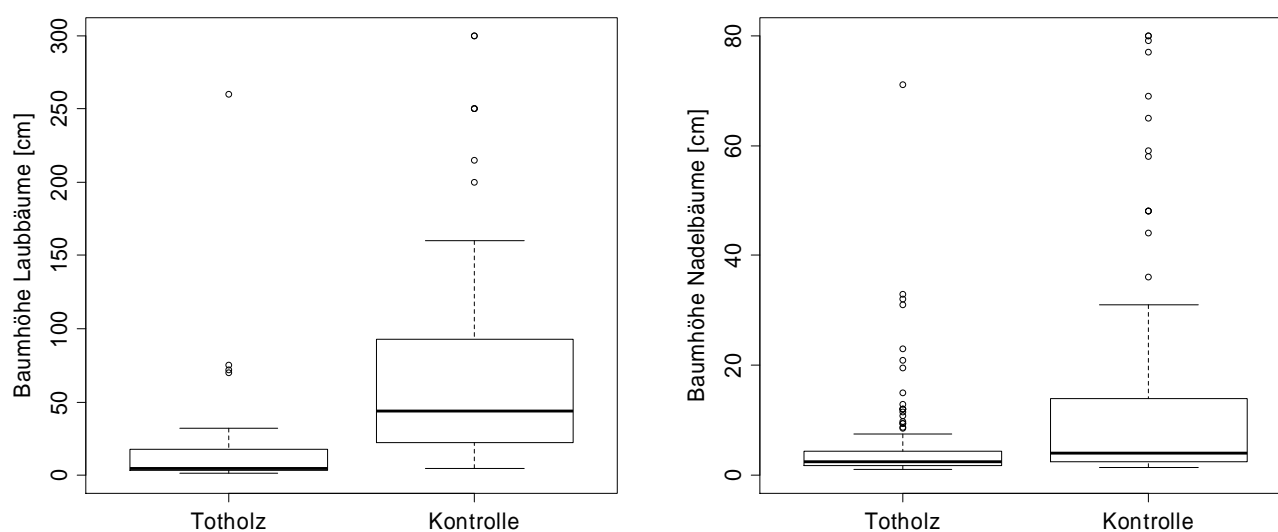


Abbildung 12: Vergleich der Baumhöhen auf Totholz und Kontrollflächen für Laubbäume (links) und Nadelbäume (rechts)

3.2.2 Vegetation

Sowohl auf Totholz als auch auf den Kontrollflächen wurde die Baumverjüngung durch die vorhandene Bodenvegetation beeinflusst. Signifikante Unterschiede zwischen den Vegetationstypen konnten dabei nur für die Baumhöhen festgestellt werden. Auf die Baumdichte hatten die Vegetationstypen keinen signifikanten Einfluss. Betrachtet man nur die Totholzstämme ohne Wurzelteller, so kann ein hoch signifikanter Effekt ($p < 0.0001$) der Vegetation auf die Höhe der Verjüngung festgestellt werden. Auf mit Gras oder Moos bewachsenen Totholzstücken sind die Bäume deutlich grösser als auf kahlen Stämmen (siehe Abbildung 13).

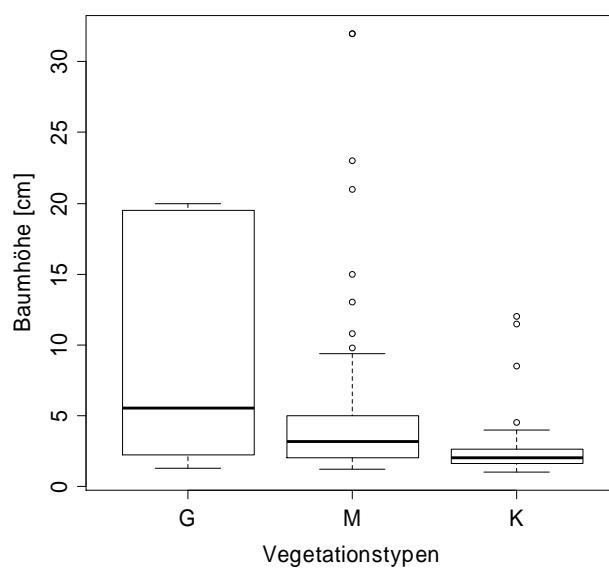


Abbildung 13: Vergleich der Baumhöhe auf Totholz in Abhängigkeit der Vegetationstypen Gras (G), Moos (M) und ohne Vegetation (K)

Bezüglich der Höhe unterschieden sich die Bäume auf den verschiedenen Vegetationstypen auch auf den Kontrollflächen hoch signifikant ($p < 0.0001$). Für die Kontrollflächen unterscheidet sich die Höhe der auf Rohboden wachsenden Bäume signifikant von der Baumhöhe auf den übrigen Substraten (siehe Abbildung 14).

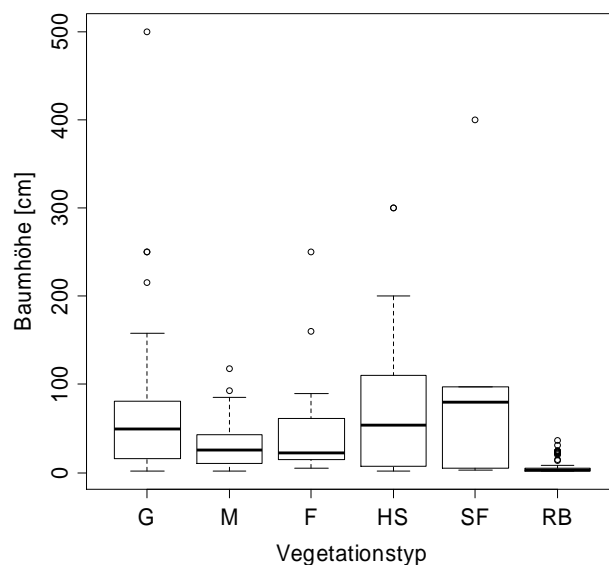


Abbildung 14: Vergleich der Baumhöhe auf Kontrollflächen in Abhängigkeit der Vegetationstypen Gras (G), Moos (M), Farn (F), Hochstauden (HS), Schlagflora (SF) und Rohboden (RB)

3.2.3 Kronendeckungsgrad

Für die betrachteten Aufnahme­flächen lag der Kronendeckungsgrad zwischen 20 und 50%, wobei die 30% der häufigste Deckungsgrad war. Ein signifikanter unimodaler Einfluss des Deckungsgrades auf die Baum­dichte konnte nur für die Totholz­flächen beobachtet werden ($p = 0.0005$). Das Ergebnis des Post-hoc Tests zeigt, dass die Baum­dichte bei einem Kronendeckungsgrad von 40% höher ist als bei den geringeren oder grösseren Deckungsgraden (siehe Abbildung 15).

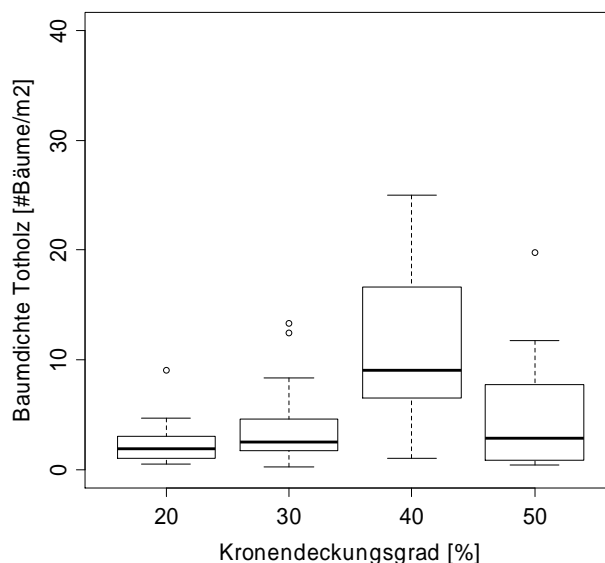


Abbildung 15: Baum­dichte auf Totholz in Abhängigkeit des Kronendeckungsgrades

Auf den Kontroll­flächen konnte kein signifikanter Zusammenhang zwischen Kronendeckungsgrad und der Dichte der Verjüngung festgestellt werden ($p = 0.108$). Auf die Baum­höhe hat der Deckungsgrad des Bestandes jedoch einen hoch signifikanten Einfluss ($p < 0.0001$). Die Baum­höhe nimmt bei zunehmender Bedeckung ab (Abbildung 16). Auf den Kontroll­flächen mit einem Deckungsgrad von 50% sind die Bäume signifikant kleiner als bei einer geringeren Bedeckung. Auch auf dem Moderholz ist der Effekt des Kronendeckungsgrades hoch signifikant ($p = 0.0002$). Die Baum­höhen auf Flächen mit Deckungsgraden von 20% und 30% unterschieden sich signifikant von Flächen mit einer Kronendeckung von 40%. Für einen Deckungsgrad von 50% waren die Unterschiede in der Baum­höhe nicht mehr signifikant (siehe Abbildung 16).

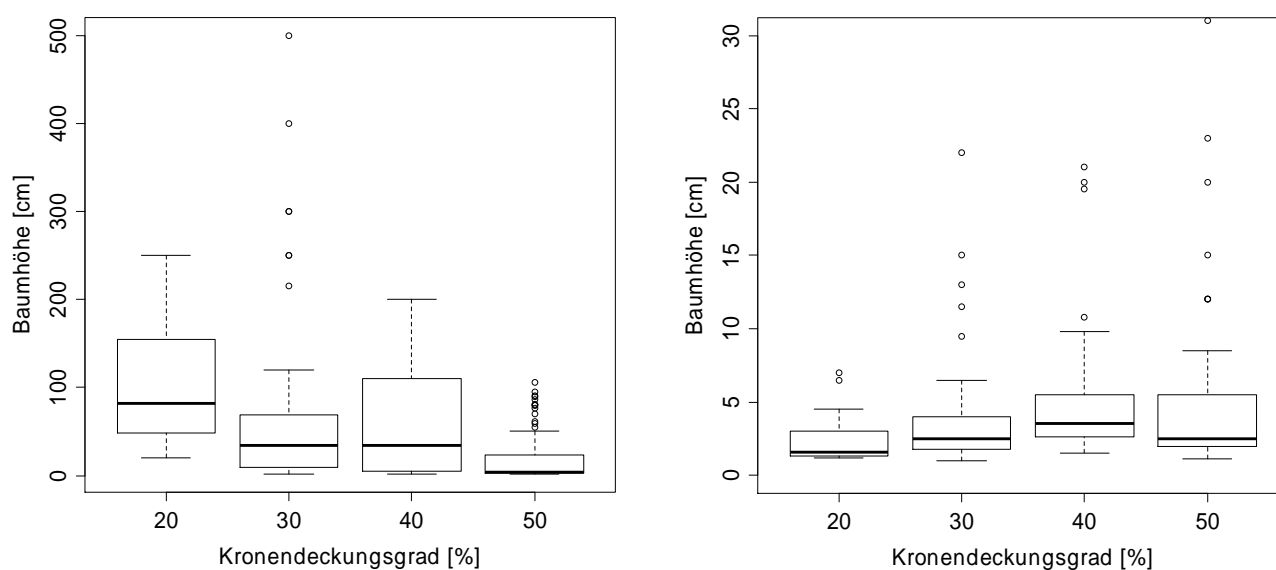


Abbildung 16: Baumhöhen in Abhängigkeit des Kronendeckungsgrades für Kontrollflächen (links) und Totholz (rechts)

3.2.4 Meereshöhe

Die Standorte, welche zwischen 1090 und 1633 m.ü.M. liegen, wurden für die Auswertungen in sieben Höhenklassen eingeteilt. Für das Totholz sind die Unterschiede zwischen der Baumdichte auf den verschiedenen Höhenstufen hoch signifikant ($p < 0.0001$), es kann jedoch kein linearer Zusammenhang zwischen Meereshöhe und der Baumdichte beobachtet werden (siehe Abbildung 17). Die grössten Baumdichten auf Totholz sind zwischen 1200 m.ü.M und 1300 m.ü.M und zwischen 1600 m.ü.M und 1700 m.ü.M zu finden. Auf den Kontrollflächen konnte kein signifikanter ($p = 0.0799$) Unterschied zwischen den Baumdichten der verschiedenen Höhenstufen gefunden werden.

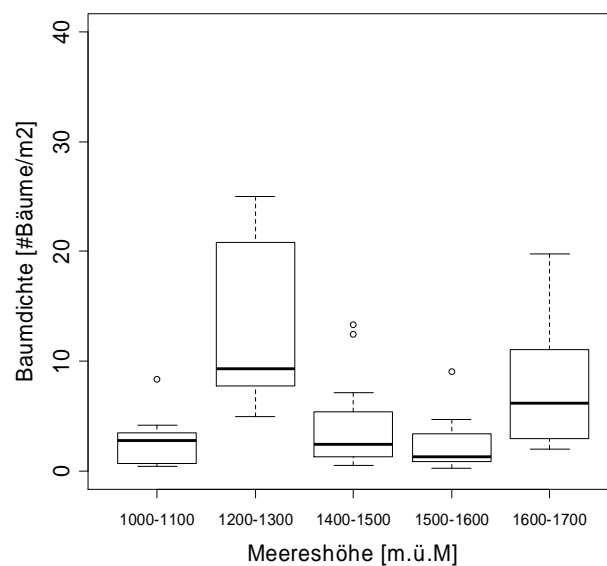


Abbildung 17: Vergleich der Baumdichte auf Totholz in Abhängigkeit der Meereshöhe

Der Effekt der Meereshöhe auf die Baumhöhe war sowohl für das Totholz ($p < 0.0001$) als auch für die Kontrollflächen ($p < 0.0001$) hoch signifikant. Die höchsten, auf Totholz wachsenden Bäume waren auf Meereshöhen von 1000-1100 m.ü.M und 1500-1600 m.ü.M zu finden. Auch hier konnte ein post-hoc Test keinen eindeutigen Trend zwischen Baumhöhe und Meereshöhe aufzeigen (siehe Abbildung 18). Auf den Kontrollflächen wurden die höchsten Bäume bei mittleren Meereshöhen beobachtet (siehe Abbildung 18). Auf einer Meereshöhe zwischen 1600 und 1700 m.ü.M war die Baumhöhe signifikant kleiner als auf den übrigen Meereshöhen. Zwischen den tiefer gelegenen Flächen wurden bezüglich der Baumhöhe keine signifikanten Unterschiede festgestellt.

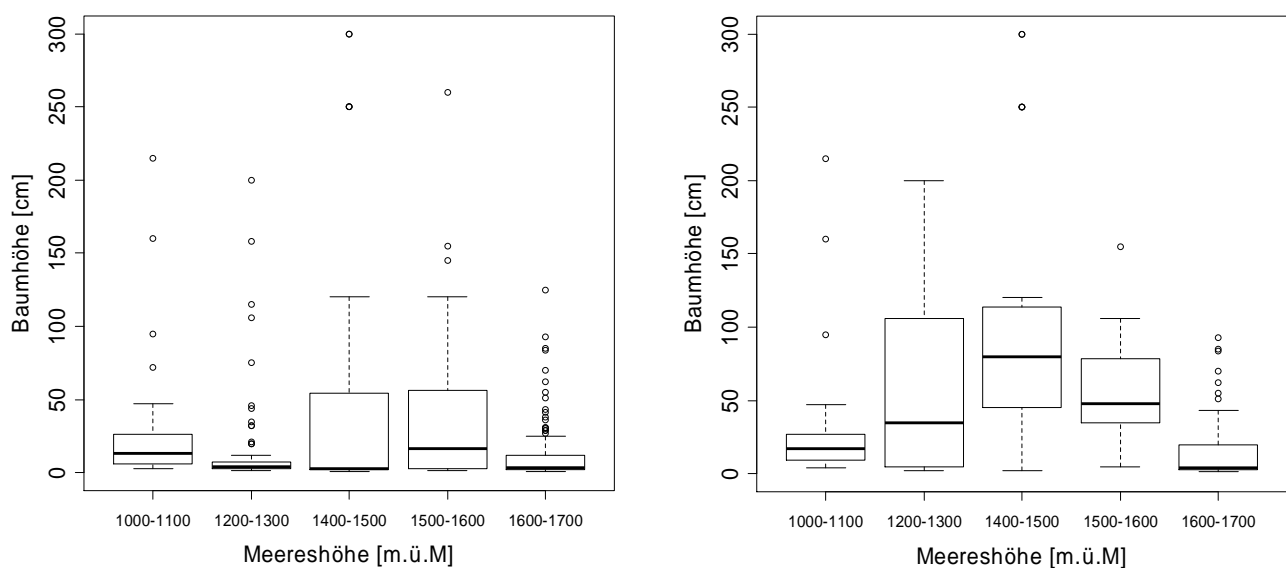


Abbildung 18: Baumhöhe in Abhängigkeit des Meereshöhe für Totholz (links) und Kontrollflächen (rechts)

3.2.5 Hangneigung

Die meisten der betrachteten Flächen liegen in steilem Gelände, mit maximalen Hangneigungen von 90%. Ein Drittel der Standorte wies eine Neigung von 60% auf, flacher waren nur drei der 15 Aufnahmeflächen, welche Hangneigungen von 40% und 55% aufwiesen.

Zwischen den verschiedenen Hangneigungen konnten für die Dichte der auf Totholz wachsenden Bäume hoch signifikante ($p < 0.0001$) Unterschiede festgestellt werden. Für die Kontrollflächen war dieser Einfluss knapp nicht signifikant ($p = 0.053$). Die grösste mittlere Dichte auf Totholz wurde bei einer Hangneigung von 40% erreicht. Ausser für eine Hangneigung von 70% unterscheidet sich die Baumdichte bei 40% signifikant von den übrigen Neigungen (siehe Abbildung 19).

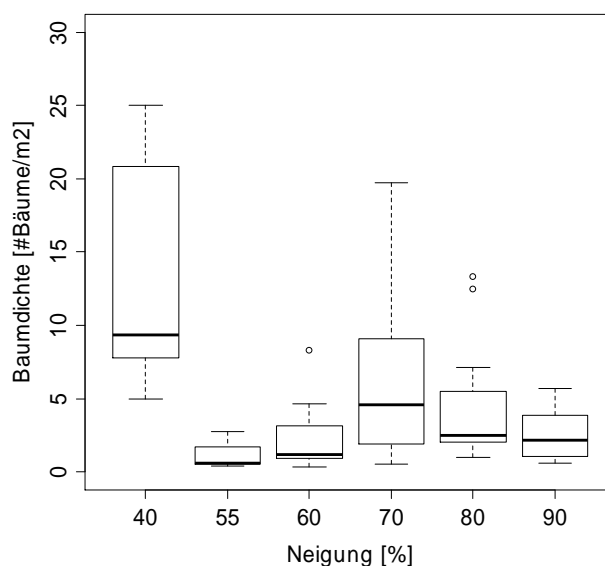


Abbildung 19: Vergleich der Baumdichte auf Totholz in Abhängigkeit der Hangneigung

Auch für die Baumhöhe konnten mittels Kruskal-Wallis Test hoch signifikante Unterschiede zwischen den Hangneigungen der Standorte festgestellt werden. Für Bäume auf Totholz ($p < 0.0001$) unterschieden sich die Baumhöhen auf Flächen mit Neigungen von 55 und 60% signifikant von den restlichen Flächen (siehe Abbildung 20).

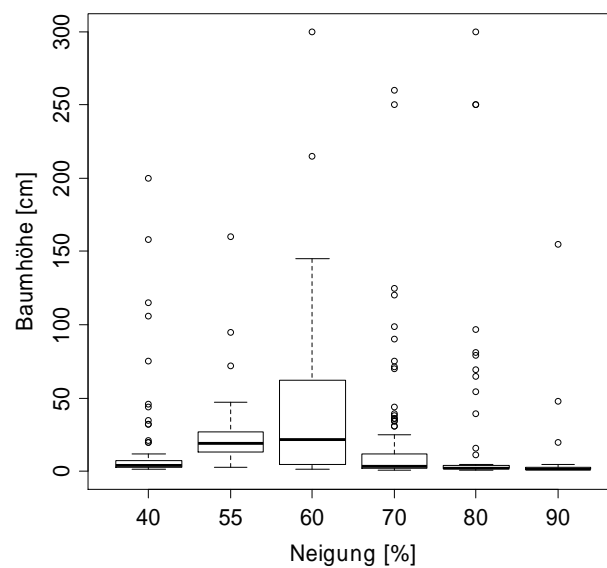


Abbildung 20: Vergleich der Baumhöhe auf Totholz in Abhängigkeit der Hangneigung

3.2.6 Wärmesumme

Die aus den GIS-Daten erhaltenen Werte für die Tagesgrade (Tage * °C) liegen zwischen 1100 und 2100. Die Baumdichten auf dem Totholz unterscheiden sich bezüglich der Tagesgrade hoch signifikant ($p = 0.0001$). Zwischen Tagesgradwerten von 1100, 1300, 1500 und 1700 bestehen keine signifikanten Unterschiede zwischen den Baumdichten. Bei 1900 ist die Anzahl Bäume pro Fläche jedoch signifikant grösser als bei niedrigeren Tagesgradwerten. Für Tagesgrade von 2100 sinkt die Baumdichte wieder und es bestehen keine signifikanten Unterschiede zu den anderen Klassen (siehe Abbildung 21). Im Gegensatz zum Totholz konnte auf den Kontrollflächen kein signifikanter Einfluss der Tagesgrade auf die Dichte der Bäume festgestellt werden.

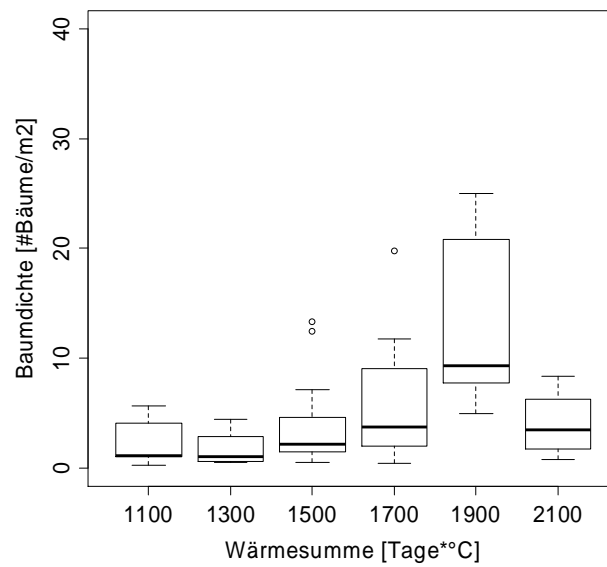


Abbildung 21: Vergleich der Baumdichte auf Totholz in Abhängigkeit der Tagesgrade

Betreffend Baumhöhe konnte lediglich auf den Kontrollflächen signifikante Unterschiede zwischen den verschiedenen Tagesgradwerten gefunden werden ($p < 0.0001$). Signifikant waren die Unterschiede nur zwischen den Werten 1300 und 1700 respektive 1500 und 1700 (siehe Abbildung 22).

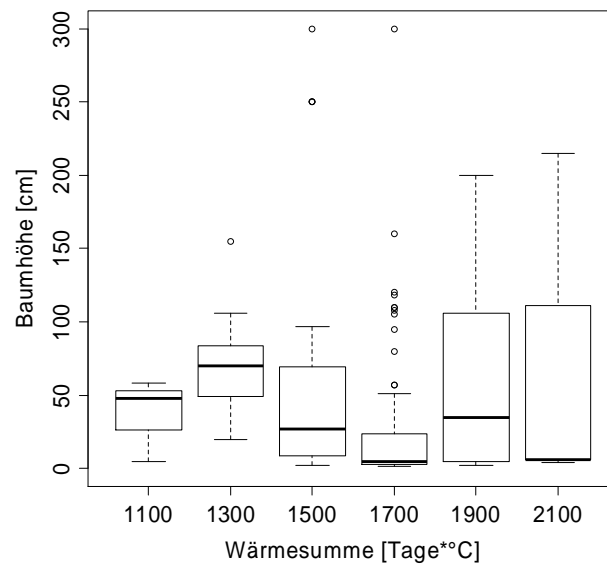


Abbildung 22: Vergleich der Baumhöhe auf Kontrollflächen in Abhängigkeit der Tagesgrade

3.2.7 Niederschlag

Die Niederschlagswerte für die 15 Standorte liegen zwischen 11500 und 20500 (1/10mm)/Monat. Zwischen der Baumdichte auf Totholz und dem Niederschlag konnte ein hoch signifikanter Zusammenhang ($p = 0.0004$) gefunden werden. Die höchsten Baumdichten wurden bei tiefen Niederschlagswerten gemessen, mit zunehmendem Niederschlag nahm die Dichte auf dem Totholz wieder ab (siehe Abbildung 23). Signifikant waren die Unterschiede in der Baumdichte zwischen Niederschlagswerten von 12500-13500 (1/10mm)/Monat und zwischen 12500-20500 (1/10mm)/Monat. Auf den Kontrollen konnte kein Einfluss des Niederschlages auf die Baumdichte beobachtet werden.

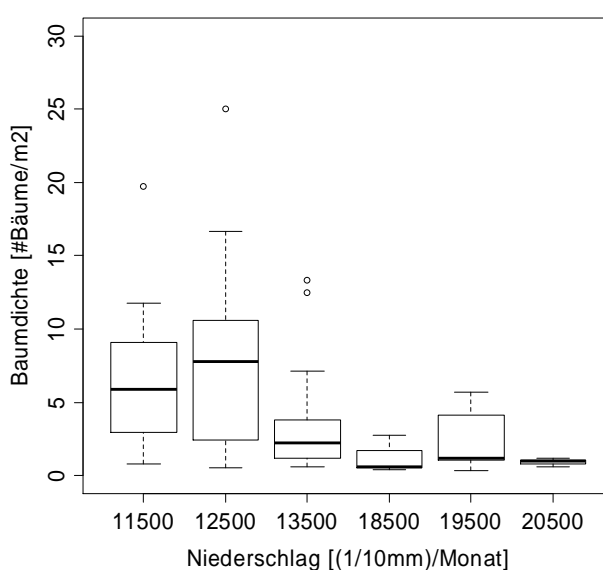


Abbildung 23: Vergleich der Baumdichte auf Totholz in Abhängigkeit des Niederschlages

Der Effekt des Niederschlages auf die Baumhöhe war sowohl auf den Totholzplots ($p < 0.0001$) als auch auf Kontrollflächen hoch signifikant ($p < 0.0001$, siehe Abbildung 24). Die Baumhöhen bei einem Niederschlag von 13500 (1/10mm)/Monat waren signifikant geringer als bei Niederschlagswerten von 11500 (1/10mm)/Monat, 12500 (1/10mm)/Monat und 20500 (1/10mm)/Monat. Zwischen den anderen Werten konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Auf den Kontrollflächen nimmt die Baumhöhe bis zu einem Wert von 13500 (1/10mm)/Monat zu und nimmt bei Niederschlägen von 18500 (1/10mm)/Monat wieder ab. Ausser für einen Niederschlagswert von 19500 (1/10mm)/Monat unterschied sich die Baumhöhe bei 11500 (1/10mm)/Monat signifikant von den Baumhöhen bei den übrigen Niederschlagswerten.

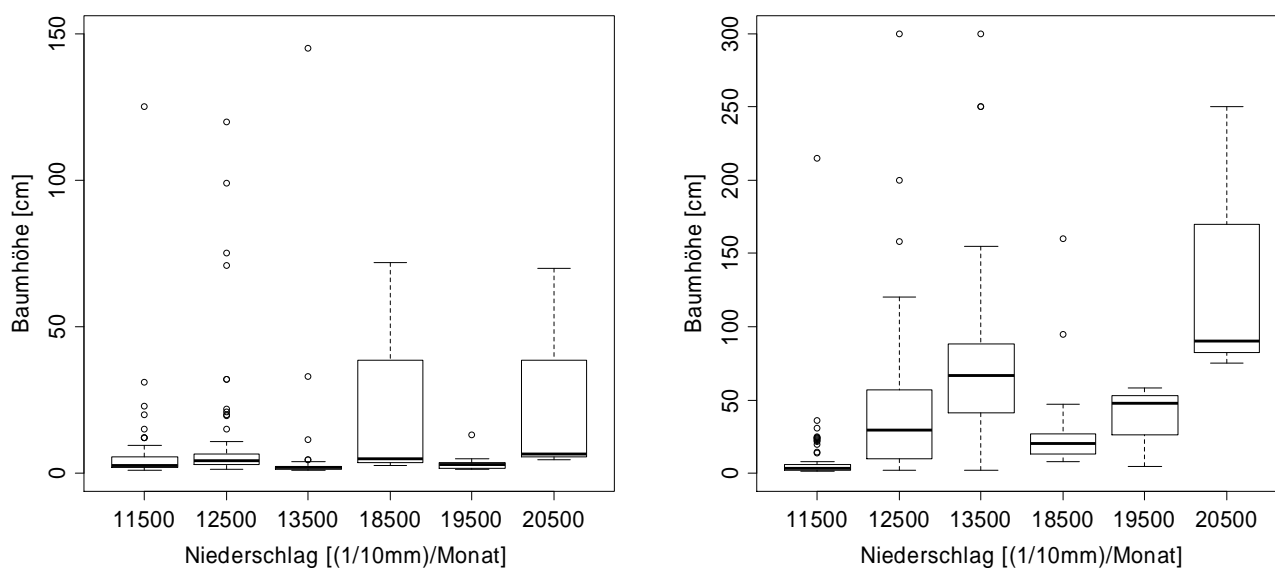


Abbildung 24: Baumhöhe in Abhängigkeit des Niederschlages für Totholz (links) und Kontrollflächen (rechts)

3.2.8 Bodentyp

In Tabelle 6 sind die Bodentypen und Eigenschaften für die betrachteten Standorte zusammengefasst. Dem Buchstaben entsprechend werden die Bodentypen in physiographische Einheiten unterteilt. Die Bodentypen S5 und S7 gehören zur alpinen Flyschlandschaft oder Gebieten mit Bündnerschiefer. U steht für die Einheit der alpinen Kalkberglandschaft und W für die alpine kristalline Berglandschaft.

Tabelle 7: Bodentypen und deren Eigenschaften

	S5	S7	U1	U7	W6	W7
Bodentypen	Regosol Cambisol Gleysol	Regosol Cambisol Gleysol	Lithosol Rendzina Regosol	Rendzina Regosol Lithosol	Cambisol Regosol Podzol	Regosol Podzol Ranker
Gründigkeit	Flach	Flach	Sehr flach	Sehr flach	Mittel	Sehr flach
Skelettgehalt	Skelettreich	Skelettreich	Extrem Skelettreich	Skelettreich	Skelettreich	Skelettreich
Wasserspeicher vermögen	Gering	Gering	Extrem gering	Sehr gering	Mässig	Sehr gering
Nährstoffspeicher vermögen	Gering	Gering	Sehr gering	Sehr gering	Mässig	Sehr gering
Wasserdurch- lässigkeit	Schwach Gehemmt	Gehemmt	Normal	Normal	Normal	übermässig
Forstwirtschaftliche Eignung	Mässige Produktion	Mässige Produktion	Geringe Produktion	Geringe Produktion	Geringe Produktion	Geringe Produktion

Auf den Kontrollflächen konnte zwischen den Baumdichten auf den verschiedenen Bodentypen signifikante Unterschiede festgestellt werden ($p = 0.0298$). Für die Baumhöhe auf den Kontrollen konnten hoch signifikante ($p = < 0.0001$) Unterschiede zwischen den Bodentypen festgestellt werden (siehe Abbildung 25). Ausser für den Bodentyp U1 unterschied sich die Baumhöhe auf dem Bodentyp S5 signifikant von den restlichen Bodentypen.

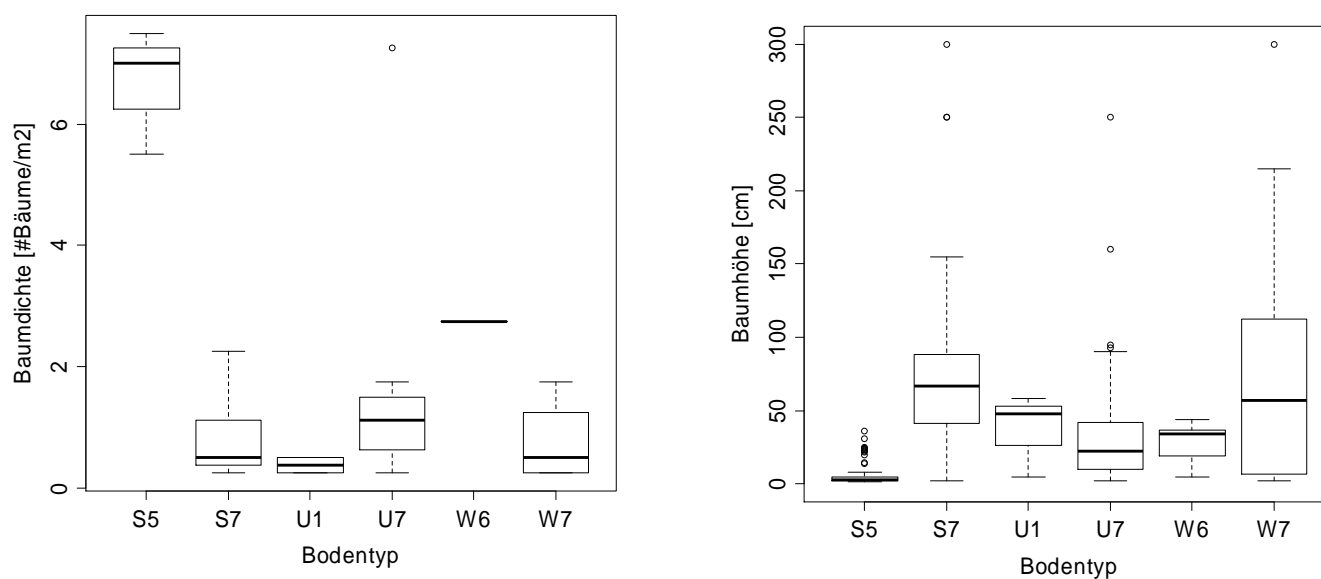


Abbildung 25: Baumdichte (links) und Baumhöhe (rechts) in Abhängigkeit des Bodentyps

3.3 Multivariate Analyse

Durch die Anwendung von GLM (Generalized lineare Models) auf die einzelnen erklärenden Variablen konnten jene Variablen gefunden werden, welche auf die Baumhöhe und Baumdichte einen signifikanten Einfluss haben. Für die Baumhöhe sind diese Variablen und die zugehörigen p-Werte in Tabelle 7, für die Baumdichten in Tabelle 8 dargestellt.

Tabelle 8: Signifikante Variablen für die Baumhöhe

	Variable	p-Wert
Totholz	Zersetzungsgrad	< 0.0001
	LaubNadel	< 0.0001
	Vegetation	< 0.0001
	Neigung	0.0003
	Tagesgrad	0.0003
Kontrolle	LaubNadel	< 0.0001
	Bodentyp	< 0.0001
	Kronendeckung	< 0.0001
	Vegetation	< 0.0001
	Niederschlag	< 0.0001
	Meereshöhe	< 0.0001
	Tagesgrad	< 0.0001
	Neigung	0.0015
	Strahlung	0.0117

Tabelle 9: Signifikante Variablen für die Baumdichte

	Variable	p-Wert
Totholz	Tagesgrad	< 0.0001
	Niederschlag	< 0.0001
	Neigung	0.0046
	Strahlung	0.0080
	Zersetzungsgrad	0.0176
Kontrolle	Bodentyp	< 0.0001
	Kronendeckung	0.0060
	Vegetation	0.0096

Die Modelle, welche die Zielvariablen am besten erklären, wurden durch aufbauende Verfahren (forward selection) bestimmt. In Tabelle 9 werden die wichtigsten Faktoren aufgezeigt. Auf den Kontrollflächen beeinflusste der Bodentyp beide Zielvariablen. Weiter waren die Variablen LaubNadel, welche zwischen Laub- und Nadelgehölzen unterscheidet und die Meereshöhe im Modell der Baumhöhe enthalten. Auf dem Totholz wurde die Baumhöhe durch den Zersetzungsgrad, Baumart (LaubNadel), Vegetation und die Wärmesumme (Tagesgrad) beeinflusst. Im Modell für die Baumdichte waren die

Variablen Wärmesumme und der Niederschlag enthalten. Für die Baumhöhe auf den Kontrollflächen kann das entsprechende Modell 63% der Abweichung erklären, für Totholz sind es 35% der Abweichung, welche durch das Modell erklärt werden. Für die Baumdichte auf Kontrollflächen und Totholz erklären die Modelle 47% respektive 28% der Abweichung.

Tabelle 10: Modelle für Baumhöhe und Baumdichte

		Variablen	Deviation [%]
Baumhöhe	Kontrolle	LaubNadel Bodentyp Meereshöhe	63.2
	Totholz	Zersetzungsgrad LaubNadel Vegetation Tagesgrad	35.5
Baumdichte	Kontrolle	Bodentyp	47.9
	Totholz	Tagesgrad Niederschlag	28.5

4 Diskussion

4.1 Zustand des Moderholzes

Der grösste Teil des untersuchten Moderholzes wies bereits eine fortgeschrittene Zersetzung auf. Mit einem Anteil von knapp 75% waren die Zersetzungsgrade 3 und 4 am häufigsten vertreten. Bei einem Wert von 3 ist das Holz nur teilweise abgebaut, Holz mit dem Wert 4 ist zum grössten Teil bereits weich. Stark zersetztes Holz mit einem Zersetzungsgrad von 5 war nicht so häufig zu finden, nur 10 % des Totholzes wies diesen Wert auf. Vergleicht man den Stand der Zersetzung mit Angaben zum kompletten Abbau des Holzes anderen Arbeiten, so läuft der Zersetzungsprozess auf den Windwurfflächen relativ schnell ab. Bei Untersuchungen an Fichten in Schweden stellten Hytteborn und Packham (1987) zum Beispiel fest, dass es zwischen 55 und 57 Jahre dauert, bis ein Stamm vollständig zersetzt ist. Für subalpine Fichtenwälder in den Westkarpaten kamen Holeksa et al. (2008) je nach Stammgrösse auf Werte von 71 bis 113 Jahre. Für die Abbauraten des Holzes stellte dabei Naeset (1999) fest, dass der Abbau in den ersten fünf Jahren durch das anfängliche Fehlen von abbauenden Organismen langsamer abläuft als zu einem späteren Zeitpunkt. Es gilt jedoch zu beachten, dass der Grad der Zersetzung neben dem Alter des Totholzes auch von klimatischen und standörtlichen Faktoren gesteuert wird. So wird die Geschwindigkeit des Abbaus beispielsweise durch den Baumdurchmesser, Bodenfeuchtigkeit, Besonnung und dem Bodenkontakt beeinflusst (Naeset 1999). Obwohl der Einfluss dieser Faktoren auf den Holzabbau bei den statistischen Analysen nicht berücksichtigt wurde, konnten solche Effekte bei der Feldarbeit beobachtet werden. Stämme in schattigen, feuchten Lagen, welche in Kontakt mit dem Boden standen waren meist relativ stark zersetzt. Dem direkten Sonnenlicht ausgesetztes Totholz, wies demgegenüber öfter einen geringeren Abbau auf.

Zwischen 30 und 60 Jahren nach dem Absterben eines Baumes bietet das Moderholz optimale Bedingungen für Keimung und Wachstum von Fichten (Zielonka 2006). Bei den Untersuchungen der WSL konnte auf belassenen Flächen sieben Jahre nach dem Sturm Vivian bereits Verjüngung auf Totholz beobachtet werden (Wohlgemuth et al. 2002). Zwanzig Jahre nach dem Sturmereignis war auf etwas mehr als einem Viertel aller erhobenen Totholzstücke bereits Verjüngung vorhanden. Unter den 39 Stämmen mit Zersetzungsgrad 2 war nur gerade auf einem Stamm Verjüngung zu finden. Dies deutet darauf hin, dass das Totholz in diesem Abbaustadium noch kein günstiges Verjüngungssubstrat ist. Zielonka und Niklasson (2001) konnten ähnliches in natürlichen Fichtenwäldern in Polen beobachten, wo einzelne Fichten beim gleichen Zersetzungsgrad zwar keimten, das Substrat jedoch noch als ungünstig erachtet wurde. Für die Zersetzungsgrade 3 bis 5 stieg die Baumdicke mit zunehmender Vermoderung an. Auch für die Höhe konnten mit zunehmender Zersetzung grössere Bäume beobachtet werden. Die Hypothese, dass die Verjüngungssituation mit zunehmendem Abbau verbessert wird, kann somit bestätigt werden.

Zwanzig Jahre nach dem Sturm Vivian ist das Holz bereits soweit zersetzt, dass es für die Baumverjüngung als Substrat genutzt werden kann. Die geringe Höhe der Verjüngung - auf Totholz mit Zersetzungsgrad 3 ist die durchschnittliche Höhe 3.3 cm (\pm 3.0 cm) - lässt aber darauf schließen, dass dies noch nicht so lange der Fall ist und dass die Verjüngungsgunst auf dem sich zersetzenden Totholz in Zukunft weiter zunehmen wird.

4.2 Entwicklung der Verjüngung

Bei den untersuchten Flächen waren deutliche Unterschiede zwischen der Verjüngung auf Kontrollflächen und jener auf Totholz zu beobachten. Auf den Kontrollflächen dominierten vor allem Laubbäume wie die Salweide (*Salix caprea*), Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) oder Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*). Die Bäume waren hier bereits wesentlich höher als auf dem Totholz, wo vor allem Sämlinge und Keimlinge zu finden waren. Diese deutlichen Unterschiede in der Baumverjüngung auf beiden Substraten zeigten sich auch in den statistischen Auswertungen. Vor allem die Höhe der Bäume wurde durch das Substrat beeinflusst. Sowohl bei der Betrachtung der Laub- und Nadelbäume als auch über die Gesamtheit aller aufgenommenen Bäume konnten bezüglich der Baumhöhe signifikante Unterschiede beobachtet werden. Auf Totholz wachsende Bäume waren deutlich kleiner als jene auf den Kontrollen, zudem wiesen die Werte der Baumhöhe geringere Streuungen auf. Dies lässt sich dadurch erklären, dass das Totholz direkt nach dem Sturm noch nicht ein geeignetes Verjüngungssubstrat ist und erst mit der Zeit von Pflanzen besiedelt wird. Nach Zielonka (2006) sind auf frischem Totholz nur selten Keimlinge zu finden, erst mit zunehmender Zersetzung nimmt die Besiedlung des Totholzes zu. Auf dem Boden kann sich die Verjüngung hingegen bereits kurze Zeit nach einem Sturm einstellen. Durch die Schaffung eines Mosaiks von verjüngungsgünstigen Kleinstandorten kann die Baumverjüngung auf dem Erdboden sogar begünstigt werden. So schaffen die durch Wind geworfenen Bäume nicht nur Öffnungen im Kronendach, durch herausgerissene Wurzeln wird die Bodenvegetation zerstört und Mineralboden freigelegt (Jehl 2001). Vor allem für Pionierbäume sind solche, durch Windwürfe gestörten Bodenoberflächen ein günstiges Keimsubstrat (Jonášová et al. 2010). Zudem kann das Vorhandensein allfälliger Samenbanken die Regeneration der Baumschicht auf den Kontrollflächen deutlich erleichtern (Vodde et al. 2010).

Überraschenderweise war der Effekt des Substrates für die Baumdichten nicht so deutlich. Zwischen Totholz und Kontrollflächen konnten bezüglich der Baumdichte keine signifikanten Unterschiede gefunden werden. Erst bei einer Unterteilung der Verjüngung in Laub- und Nadelbäume oder in Höhenklassen wurden Unterschiede zwischen den zwei Substraten deutlich. Laubbäume wiesen auf den Kontrollflächen signifikant höhere Dichten auf als auf dem Moderholz. Unter den Laubbäumen waren Pionierarten wie Weiden oder Vogelbeere dominant, welche auf dem gestörten Untergrund das geeignete Keimungssubstrat vorfinden konnten (Ulanova 2000). Die auf Totholz wachsenden Laubgehölze besiedelten vor allem Wurzelteller, wo Rohboden der dominante Aspekt war. Auf liegenden Baumstämmen waren sie jedoch kaum zu finden. Nadelbäume, vor allem Fichten waren hingegen häufiger auf Moderholz zu finden. Obwohl sich die Baumdichten auf den beiden Substraten nicht signifikant unterscheiden, zeigt dieser Vergleich die aus

der Literatur bekannte Bedeutung des Totholzes für die Fichtenverjüngung (z.B. Hofgaard 1993; Zielonka 2006). Dass der Unterschied zwischen beiden Substraten nicht so deutlich ausgefallen ist, könnte damit zusammenhängen, dass neben dem Totholz der Rohboden ein weiteres beliebtes Keimungssubstrat der Fichte ist (Kuuluvainen und Kalmari 2003). Auf der Fläche Tuleu, in der Nähe von Scheid, wo die Kontrollflächen durch Mineralboden dominiert waren, wurde dieser Einfluss deutlich sichtbar. Auf diesem Standort wurden die höchsten Baumdichten auf den Kontrollflächen beobachtet. Neben der Fichte, welche den Hauptanteil der Verjüngung ausmachte, konnte sich auf diesem Substrat auch die Lärche etablieren.

Die Tatsache, dass das Totholz erst mit einer zeitlichen Verzögerung als Keimsubstrat zur Verfügung steht, kann zudem auch eine Erklärung dafür sein, dass der in der Literatur beschriebene Substrateffekt über die Gesamtheit aller untersuchten Bäume nicht beobachtet werden konnte. Manche Studien, welche höhere Baumdichten auf Totholz fanden, wurden in relativ natürlichen Wäldern durchgeführt (z.B. Hofgaard 1993; Zielonka und Niklasson 2001). In solchen naturnahen und unbewirtschafteten Waldbeständen ist dauernd Totholz verschiedenen Alters vorhanden. Dadurch ergibt sich auch ein kontinuierliches Angebot an unterschiedlich stark abgebautem Moderholz. Anders als auf den betrachteten Windwurfflächen steht den Bäumen in solchen Wäldern dauernd verjüngungsgünstiges Holzsubstrat zur Verfügung, wodurch sich auf dem Totholz höhere Baumdichten ausbilden können.

Auf den untersuchten Kontrollflächen wurde die Baumverjüngung vor allem von der Konkurrenz durch die Bodenvegetation beeinträchtigt. Für Baumkeimlinge und –sämmlinge kann durch dichte Vegetationsteppiche Lichtmangel und Wurzelkonkurrenz entstehen, zudem können kleine Samen, wie jene mancher Nadelbäume, den Boden kaum erreichen (Ott et al. 1997). Störungen der Vegetationsdecke, wie sie auf Windwurfflächen durch Wurzelteller und –mulden vorkommen, begünstigen die Keimung der Baumsamen (Wohlgemuth et al. 2002). Vor allem Laubbäume mit Pioniercharakter sind für die Keimung auf gestörte Bodenoberflächen, wie sie auf Windwurfflächen vorkommen, angewiesen (Jonášová 2010). Auf den Kontrollflächen konnten die höchsten Baumdichten wie erwartet auf dem Rohboden gefunden werden, der Einfluss des Vegetationstyps war jedoch nicht signifikant. Signifikante Unterschiede zwischen den Substrattypen konnten nur bezüglich der Baumhöhe gefunden werden. Die auf dem Rohboden wachsenden Bäume waren dabei signifikant kleiner als auf den übrigen Substraten, welche durch Pflanzen bedeckt waren. Der Rohboden ist in den Untersuchungsflächen nach wie vor ein wichtiges Substrat für die Verjüngung der Bäume, der Effekt ist jedoch nicht so stark, wie es auf Grund von anderen Arbeiten (z.B. Kuuluvainen und Kalmari 2003; Ott et al. 1997) angenommen werden könnte. Dies kann dadurch erklärt werden, dass seit dem Sturmereignis bereits zwanzig Jahre vergangen sind, so dass einstige Rohböden während dieser Zeit zum Teil wieder durch Bodenvegetation bewachsen werden konnten. Dass die Bäume auf dem Rohboden signifikant kleiner sind als auf den mit Vegetation bedeckten Kontrollflächen zeigt, dass sich die Verjüngung heute vor allem auf diesen vegetationsfreien Flächen abspielt. Auf den Kontrollflächen mit starker Bodenvegetation waren vor allem grössere Bäume zu finden, welche der Konkurrenz durch die Vegetation bereits entwachsen waren. Es waren dies vor allem Pionierarten, welche nach dem Sturm

die freigelegte Mineralerde besiedeln konnten, bevor sich ein Vegetationsteppich ausbreiten konnte.

Wie für die Kontrollflächen unterschieden sich die Baumhöhen zwischen den verschiedenen Vegetationstypen auch auf dem Totholz. Da Rohboden auch auf den bewachsenen Wurzeltellern das vorherrschende Substrat war, wurden die Wurzelteller in der Analyse nicht berücksichtigt. Anders als auf den Kontrollflächen, wo die Vegetation die Baumverjüngung erschwert oder verunmöglicht, scheinen durch Gras und Moos bewachsene Stämme die Verjüngung eher zu fördern. Auf dem Totholz waren Bäumchen auf kahlen Stämmen signifikant kleiner als auf mit Moos oder Gras bewachsenen Totholzstücken. Obwohl der Effekt für die Baumdichte nicht signifikant war, wurden die höchsten Dichten auf Gras und Moos gefunden. Bei der Untersuchung der Besiedlung des Totholzes durch Pflanzen im Gebirge der Tatra konnten Zielonka und Piatek (2003) feststellen, dass Fichtensämlinge und Krautpflanzen die Stämme gleichzeitig besiedeln. Scheinbar wird die Fichtenverjüngung durch die Bedeckung durch Gräser nicht beeinträchtigt. Eine Mooschicht auf dem Totholz kann die Fichtenverjüngung sogar begünstigen, wie es auch Hunziker und Brang (2005) in Mischwäldern der Südalpen beobachten konnten.

Weitere Einflussvariablen wie Kronendeckungsgrad, Meereshöhe, Wärmesumme oder Niederschlag beeinflussten auf den Kontrollflächen vor allem die Baumhöhe. Deutlich war der Zusammenhang zwischen der Baumhöhe und dem Kronendeckungsgrad. Auf den untersuchten Kontrollflächen nahm die Baumhöhe mit zunehmender Kronendeckung ab. Obwohl Wärmesumme und Niederschlag einen signifikanten Einfluss auf die Baumhöhe hatten, waren für diese Variablen keine deutlichen Zusammenhänge zu erkennen. Es ist dabei schwierig abzuschätzen, inwieweit dies auf eine stärkere Beeinflussung durch andere Variablen oder die relativ kleine Stichprobenanzahl zurückzuführen ist. Da die Stichprobe mit 15 Flächen relativ klein ist, können einzelne Werte einen grossen Einfluss auf die Ergebnisse der statistischen Auswertungen haben. Für die Baumdichte waren signifikante Unterschiede nur zwischen den verschiedenen Bodentypen zu finden. Auf Böden der Kartierungseinheit S5 war die Dichte am höchsten. Die Böden der physiographischen Einheit S gehören zur alpinen Flyschlandschaft oder Gebieten mit Bündnerschiefer an. Für die untersuchten Flächen war mit der Einheit S7 ein weiterer Vertreter dieser Einheit vertreten. Da die Einteilung dieser Bodentypen auf Grund des Ausgangsgesteins durchgeführt wurde, sind die Bodentypen und demzufolge auch die Bodeneigenschaften innerhalb der Kartierungseinheiten relativ ähnlich (siehe Tabelle 6). Folglich wären zwischen den beiden Kartierungseinheiten S5 und S7 nicht derart grosse Unterschiede bezüglich der Baumdichte zu erwarten. Es liegt also nahe, dass dieses Resultat durch andere Faktoren beeinflusst wurde. Da auf der einzigen Aufnahmefläche der Klasse S5 der Anteil an Mineralerde sehr hoch war, sind die grossen Dichteunterschiede wahrscheinlich vor allem auf das Substrat zurückzuführen. Auf Grund des günstigen Keimungssubstrates waren die Baumdichten auf diesen Kontrollflächen deutlich höher als auf jenen der übrigen Standorte. Dies zeigt, dass die Dichte der Bäume stark durch das Vorhandensein der Bodenvegetation beeinflusst wird und Vegetationsfreie Böden für die Etablierung der Bäume von grosser Bedeutung sind.

Für das Moderholz hat neben Faktoren wie Standort und Klima auch der Zersetzungsgrad des Holzes einen bedeutenden Einfluss auf die Etablierung und Entwicklung der Verjüngung (z.B. Naesset 1999; Zielonka und Niklasson 2001). Laut Harmon et al (1986) wird die Bedeutung des Totholzes als Pflanzenhabitat unter anderem durch Zersetzungsgrad, Feuchtigkeit und der Substratqualität kontrolliert, da diese Faktoren die Aktivität der Zersetzer beeinflussen. Die Feuchtigkeit kann dabei sowohl den Vegetationstyp als auch die Vegetationsdichte beeinträchtigen. Auf trockenen und besonnten Standorten ist kaum Moderholzverjüngung zu finden, da das Moderholz an solchen Standorten austrocknet (Ott et al. 1997). In Übereinstimmung mit diesen Erkenntnissen und Beobachtungen, hatten in meinen Untersuchungsflächen sowohl der Kronendeckungsgrad als auch die Niederschlagsmenge einen signifikanten Einfluss auf die Verjüngung. Für den Kronendeckungsgrad zeigten sich die geringsten Verjüngungsdichten wie erwartet bei der geringsten Bedeckung. Am höchsten war die Anzahl Verjüngungseinheiten pro Flächeneinheit bei einem mittleren Deckungsgrad von 40%, auch waren die Bäume bei diesem Deckungsgrad am höchsten. Zwischen Baumdichte und Niederschlag deutet sich jedoch ein negativer Zusammenhang an, die höchsten Baumdichten sind bei den geringsten Niederschlagswerten zu finden. Dies zeigt, dass die Feuchtigkeit an einem Standort nicht nur von der Niederschlagsmenge, sondern von weiteren Faktoren, wie zum Beispiel dem Relief und der Beschaffenheit des Untergrundes abhängt. Die Temperaturabhängigkeit der zersetzenden Organismen und folglich auch der Zersetzung kann anhand der Wärmesummen abgebildet werden. Mit zunehmender Anzahl Tagesgrade steht den Pflanzen und Organismen mehr Wärme für die Entwicklung zur Verfügung. Auf Totholz widerspiegelt sich das in einer Zunahme der Baumdichte bei höheren Wärmesummen. Für die Baumhöhe konnte kein signifikanter Zusammenhang mit den Wärmesummen gefunden werden. Dies könnte darauf hindeuten, dass die Temperatur in meinen Untersuchungsflächen einen größeren Einfluss auf die holzabbauenden Organismen und folglich auf die Zersetzung hat als auf das Baumwachstum. Da die Temperatur mit zunehmender Meereshöhe abnimmt (Landolt 2003) sollte für die Meereshöhe ein ähnlicher Effekt wie für die Wärmesummen ersichtlich sein. Zwar unterschieden sich sowohl die Baumdichten als auch die Höhen zwischen den verschiedenen Höhenklassen signifikant, eine klare Abnahme der Dichte oder Baumhöhe konnte jedoch nicht festgestellt werden. Entgegen den Erwartungen wurden auf den höchstgelegenen Standorten auf Meereshöhen zwischen 1600 und 1700 m die zweithöchsten Baumdichten gefunden. Diese Abweichungen könnten damit begründet werden, dass neben den liegenden Totholzstämmen auch die Wurzelteller als Totholz gezählt wurde. In Scheid, einem Standort in dieser Höhenklasse wies die Baumdichte auf den Wurzeltellern den höchsten Wert aller Aufnahmeflächen auf.

Die multivariaten Modelle bestätigen die bereits in der univariaten Analyse gefundenen Zusammenhänge. Auf den Kontrollflächen wurde die Baumverjüngung vor allem durch den Bodentyp beeinträchtigt. In beiden Analysen wurde die Baumdichte nur von dieser Variablen beeinflusst. Die Baumhöhe wird am besten durch die Baumart, den Bodentyp und die Meereshöhe erklärt. Überraschenderweise ist der Vegetationstyp in beiden Modellen nicht enthalten. Da die Baumdichte auf den verschiedenen Bodentypen, wie oben bereits erwähnt wurde, durch das Vorhandensein von Rohboden beeinflusst wurde,

zeigt sich die Bedeutung von vegetationsfreien Flächen für die Baumverjüngung durch die Bodentypen.

Die Verjüngungsdichte auf Totholz wird am besten durch die Wärmesumme und den Niederschlag erklärt. Auf Grund des hoch signifikanten Zusammenhanges zwischen der Baumdichte und dem Zersetzungsgrad wäre ein grösserer Einfluss des Vermoderungsgrades erwartet worden. Durch den Einfluss der Wärmesumme und des Niederschlages auf den Zersetzungsgrad, kann auch hier angenommen werden, dass der Einfluss des Holzabbaus auf die Verjüngung durch die besagten Einflussgrössen zur Geltung kommt.

Vor allem für die Verjüngung auf Kontrollflächen zeigt sich, dass die Baumdichte stärker durch Mikrostandortsfaktoren wie Substrateigenschaften und Vegetationskonkurrenz abhängt, als von grossräumigen Standortsfaktoren, wie Neigung, Meereshöhe oder der regionalen Niederschlagsmenge. Die einzige Variable, welche einen signifikanten Einfluss auf die Verjüngungsdichte aufwies, war der Bodentyp. Beim Totholz haben diese Faktoren durch ihren Einfluss auf die Zersetzung des Holzes einen grösseren Einfluss auf die Verjüngungsdichte. Für die Moderholzverjüngung sind schattige und feuchtere Standorte geeigneter als grosse, besonnte Freiflächen. Kleinere, etwas stärker überschirmte Streuschäden sind daher bessere Standorte für die Totholzverjüngung als grosse Totalschadenflächen, wo das Moderholz relativ schnell austrocknet. Auf diesen kleineren Schadflächen kann das Liegenlassen des Sturmholzes jedoch auch Gefahren mit sich bringen. Da das liegende Holz auf solchen Flächen länger frisch bleibt als auf grösseren, offeneren Flächen, ist hier das Risiko für einen Befall durch Borkenkäfer deutlich höher. Nach Forster et al. 2003 ist die Käferbekämpfung auf Streuschäden daher effektiver als Eingriffe auf Totalschadenflächen. Trotz dieses Risikos kann ein Belassen solcher Flächen auch Chancen mit sich bringen. Vor allem auf Totholz angewiesene Pilz- und Tierarten können vom liegenden Holz profitieren und die Biodiversität erhöhen. Das durch belassenes Sturmholz geschaffene Mosaik verschiedener Standorte kann weiter zu einer zeitlich und örtlich gestaffelten Einstellung der Verjüngung führen, was in einer besseren Strukturierung der Folgebestände resultieren kann (BUWAL 2000).

Ob Sturmschäden geräumt werden, oder ob die Flächen sich selbst überlassen werden und damit ein Aufkommen von Moderholzverjüngung überhaupt ermöglicht wird, hängt in erster Linie von den politischen und ökonomischen Rahmenbedingungen ab. Wird wie nach den Stürmen Vivian und Lothar das Räumen des Schadholzes durch Bund und Kantone gefördert, werden belassene Windwurfflächen in der Schweiz wohl auch in Zukunft die Ausnahme sein. Mit der im Jahr 2000 durch das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) erarbeiteten Entscheidungshilfe bei Sturmschäden im Wald wurde versucht, für künftige Sturmereignisse eine Hilfe zu schaffen, welche verschiedene Anliegen und Interessen berücksichtigt (BUWAL 2000). Diese Hilfe soll einen Beitrag zur Entscheidung leisten, auf welchen Schadflächen eingegriffen werden muss und auf welchen eine Räumung des Schadholzes keinen Sinn macht.

4.4 Diskussion der Methoden

Die Auswahl von geeigneten Sturmschadenflächen erwies sich als schwieriger als erwartet. Da der grösste Teil der Schadenflächen nach dem Sturm geräumt wurde, war es schwierig, zusätzlich zu den Beobachtungsflächen der WSL, weitere belassene Vivian-Flächen zu finden. Auf Grund der geringen Anzahl ungeräumter Flächen musste das ursprüngliche Untersuchungsgebiet ausgeweitet werden. Dies hatte zur Folge, dass nicht alle vorgesehenen Faktoren berücksichtigt werden konnten. So konnten nicht wie gewünscht Flächen möglichst verschiedener Expositionen berücksichtigt werden. Da alle Aufnahmeflächen ähnliche Expositionen aufwiesen, wurde diese Variable in den Auswertungen nicht berücksichtigt. Eine weitere Folge der relativ geringen Stichprobenzahl ist die Anfälligkeit der Daten auf Extremwerte. Durch einen hohen Anteil an Rohboden auf den Kontrollflächen hatte vor allem die Aufnahmefläche in Scheid einen grossen Einfluss auf die Verteilung der Verjüngung. Deutlich wurde dieser Einfluss vor allem bei der Untersuchung der Bodentypen. So waren die Unterschiede in der Baumdicke zwischen zwei sehr ähnlichen Bodentypen zu gross, als dass sie allein durch die Bodentypen erklärt werden könnten.

Obwohl bei den Feldaufnahmen versucht wurde, möglichst objektiv und unvoreingenommen vorzugehen, ist eine gewisse Subjektivität bei der Auswahl der Aufnahmeflächen und bei der Datenerhebung nicht auszuschliessen. Dadurch, dass eine gewisse Menge an Totholz erhoben werden sollte, wurden die Aufnahmeflächen eher an totholzreicheren Stellen eingerichtet. Diese Stellen sind möglicherweise nicht in jedem Fall repräsentativ für die gesamte Windwurffläche. Auch die Qualität der Daten wird durch Ungenauigkeiten und Messfehler beeinträchtigt. So kann der Messfehler bei der mit Doppelmeter bestimmten Baumhöhe je nach Höhe im Bereich von einigen Millimetern bis einigen Zentimetern liegen. Eine weitere Schwierigkeit ergab sich bei der Bestimmung des Zersetzungsgrades. Durch die qualitativen Merkmale für die Zersetzungsgrade war es in gewissen Fällen schwierig, das Totholz eindeutig einer Klasse zuzuordnen. Zudem ist das Moderholz bezüglich der Vermoderung ein relativ heterogenes Substrat. Durch die Messungen in Abständen von 2 Metern konnten kleinflächige Unterschiede möglicherweise nicht immer abgebildet werden.

4.5 Weiterführende Forschungsfragen

Da der Prozess des Totholzabbaus und der damit einhergehenden Besiedlung durch Bäume langsam ablaufen, müssen diese Entwicklungen über lange Zeiträume beobachtet werden. Zwanzig Jahre nach dem Sturmereignis Vivian zeigt sich, dass sich erste Bäume auf dem Totholz etablieren konnten. Da die Baumverjüngung aber erst jetzt beginnt, auf dem Totholz Fuss zu fassen, ist es wichtig, die Etablierung und Entwicklung der Verjüngung weiterhin zu beobachten. Es stellt sich die Frage, ob die Baumdicke auf dem Totholz weiterhin zunimmt und vor allem, ob die vorhandene Verjüngung auf dem Totholz weiterhin wachsen und überleben kann. Begünstigt die zunehmende Zersetzung die Verjüngung in jedem Fall oder kann sich die mit dem Abbau zunehmende Instabilität des

Substrates negativ auf die Verjüngung auswirken? Weiter stellt sich auch die Frage, ob sich die Bäume nach gänzlicher Zersetzung des Totholzes auch auf dem Boden etablieren und zu stabilen Individuen weiterentwickeln können?

Durch die Berücksichtigung von Variablen wie beispielsweise Bodentyp, Niederschlag oder Meereshöhe wurde versucht, den Einfluss der Standortfaktoren auf die Moderholzverjüngung und damit auch indirekt auf den Zersetzungsgrad zu untersuchen. Die Zusammenhänge zwischen den Standortfaktoren und dem Vermoderungsgrad konnten auf Grund der Struktur der Daten statistisch nicht analysiert werden. Eigenschaften wie zum Beispiel die Exposition des Standortes, die Auflagefläche des Totholzes auf dem Boden oder die Distanz zwischen Boden und dem Holz sind in für die Untersuchung der Abbaugeschwindigkeit von Interesse.

Die Entwicklung der Verjüngung und die Geschwindigkeit mit welcher der Holzabbau abläuft, sind von zentraler Bedeutung für eine Abschätzung der Schutzwirksamkeit auf Windwurfflächen. Da liegende Stämme nur über einen gewissen Zeitraum eine Schutzfunktion übernehmen können, sollte mit der Zeit die Verjüngung diese Funktion übernehmen. Neben der langfristigen Beobachtung der Verjüngungsentwicklung sollte für die Abschätzung der Schutzwirksamkeit auch die Entwicklung des Moderholzes über einen längeren Zeitraum beobachtet werden.

5 Schlussfolgerungen

Der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführte Vergleich von Moderholz und Boden zeigte, dass die Verjüngungsmechanismen auf diesen beiden Substrattypen unterschiedlich ablaufen. Auf den Kontrollflächen befanden sich vor allem bereits grössere Laubbäume, welche sich unmittelbar nach dem Sturm auf dem gestörten Untergrund etablieren konnten. Jüngere Bäume waren auf den Kontrollflächen vor allem auf dem Rohboden zu finden. Auf anderen, bewachsenen Substraten hatte die Verjüngung Mühe, sich gegen die vorherrschende Bodenvegetation durchzusetzen. Ein gegenteiliges Bild konnte für die auf Moderholz wachsenden Bäume festgestellt werden. Auf diesem Substrat dominierten Nadelbäume, allen voran die Fichte. Es zeigt sich, dass das Vorkommen von Moderholzverjüngung relativ viel Zeit in Anspruch nimmt. Nach zwanzig Jahren können zwar schon einzelne Verjüngungsansätze beobachtet werden, die Baumhöhe und die Verjüngungsdichte auf dem Totholz sind jedoch noch relativ gering. Durch die fortschreitende Zersetzung und die starke Konkurrenz der Bodenvegetation ist das Totholz zum jetzigen Zeitpunkt ein wichtiges Substrat für die Baumverjüngung.

Der Abbau des Totholzes ist 20 Jahre nach dem Sturm Vivian bereits so stark fortgeschritten, dass mittlere Zersetzungsgrade, mit beginnender Moderholzverjüngung unter den liegenden Stämmen am häufigsten zu finden waren. Stärker zersetztes Holz hingegen war auf den untersuchten Flächen seltener vorhanden. Mit zunehmender Vermoderung stiegen sowohl die Baumdichten als auch die Baumhöhen an, wobei die Geschwindigkeit des Holzabbaus durch standörtliche Eigenschaften (insbesondere Kronendeckungsgrad und Wärmesumme) stark beeinflusst wird. Die gezielte Förderung von Moderholzverjüngung ist also nicht überall gleich sinnvoll. Auf grossen Schadenflächen mit einem geringen Deckungsgrad und direkter Besonnung trocknen die Stämme schnell aus und vermodern nur langsam. Auf feuchteren und schattigen Standorten wird das Totholz schneller zersetzt und bietet so ein geeignetes Substrat für die Baumverjüngung.

Bei der Widerbewaldung von Windwurfflächen kann liegendes Moderholz als Verjüngungssubstrat durchaus eine wichtige Rolle spielen. Dies gilt vor allem dann, wenn der Boden stark durch Vegetation bewachsen ist. Bis sich eine Verjüngung auf Moderholz einstellen kann, vergeht aber relativ viel Zeit. Daher ist es nicht immer sinnvoll das Einsetzen der Moderholzverjüngung abzuwarten und zu fördern. An Orten, wo der Schutz vor Naturgefahren höchste Priorität hat und die Schutzwirkung möglichst rasch wieder hergestellt werden muss, ist der Einsatz von technischen Verbauungen kaum zu umgehen. Vor allem auf grossen Schadflächen, wo das Totholz relativ schnell austrocknet und die Zersetzung nur langsam fortschreitet hat die Verjüngung Mühe sich auf dem Moderholz zu etablieren. Grosse Distanzen zu den nächsten Samenbäumen können die Regeneration der Verjüngung auf grossen Windwurfflächen noch zusätzlich erschweren. Kleinere, etwas stärker überschirmte Flächen, wo das Holz schneller Vermodert, sind geeignetere Standorte für Moderholzverjüngung. Obwohl auf diesen Flächen die Gefahr

von Borkenkäfermassenvermehrungen besteht, kann der Verzicht einer Räumung solcher Windwurfflächen auch Vorteile mit sich bringen. Durch das Belassen einzelner Flächen wird eine natürliche Entwicklung und Sukzession zugelassen, welche in den stark genutzten Beständen in der Schweiz in den meisten Fällen unterbunden wird.

6 Dank

An dieser Stelle möchte ich mich ganz herzlich bei meinem Betreuer Dr. Peter Bebi für die fachliche Unterstützung und die sehr gute Betreuung bedanken.

Ich möchte mich weiter bei meinem Referenten Dr. Thomas Wohlgemuth für seine hilfreichen Hinweise und Anmerkungen bedanken.

Für die Hilfe bei den statistischen Auswertungen möchte ich mich weiter bei Ignacio Barbeito bedanken.

Zudem danke ich den zuständigen Revierförstern für die Informationen und Hilfe bei der Suche belassener Windwurfflächen.

Ein herzliches Dankeschön geht natürlich auch an meine Familie und Freunde, welche mich während der Arbeit unterstützt und motiviert haben.

Literatur

- Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie MeteoSchweiz, 2010. Normwerttabellen 1961-1990.
http://www.meteoschweiz.admin.ch/web/de/klima/klima_schweiz/tabellen.html
(Stand 9. 2010)
- BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft) 2000. Entscheidungshilfe bei Sturmschäden im Wald. Bern, BUWAL, Reihe Vollzug Umwelt.
- Eichrodt, R., 1969. Ueber die Bedeutung von Moderholz für die natürliche Verjüngung im Fichtenwald. ETH Zürich, Diss. Nr. 4261.
- Fischer, A., Lindner, M., Abs, C., Lasch, P., 2002. Vegetation Dynamics in Central European Forest Ecosystems (Near-Natural as Well as Managed) after Storm Events. *Folia Geobotanica* 37: 17-32.
- Frei, C. et al. 2007. Grundlagen. In: OcCC. Klimaänderung und die Schweiz 2050: Erwartete Auswirkungen auf Umwelt, Gesellschaft und Wirtschaft. Pro Clim, Bern: 11-23.
- Frey, W., Thee, P., 2002. Avalanche protection of windthrow areas: A ten year comparison of cleared and uncleared starting zones. *For. Snow Landsc. Res.* 77, 1/2: 89-107.
- Forster, B., 1993. Entwicklung der Borkekäfersituation in den Schweizer Sturmschadengebieten. *Schweiz. Z. Forstwes.* 144, 10: 767–776.
- Forster, B., Meier, F., Gall, R., Zahn, C., 2003. Erfahrungen im Umgang mit Buchdrucker-Massenvermehrungen (*Ips typographus* L.) nach Sturmereignissen in der Schweiz. *Schweiz. Z. Forstwes.* 154, 10: 431-436.
- Fowler, J., Cohen, L., Jarvis, P., 1998. *Practical Statistics for Field Biology*. 2. Auflage. Verlag John Wiley & Sons. 259 Seiten.
- Guisan, A., Edwards, T. C., Hastie, T., 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecol. Model.* 157: 89-100.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, R.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.h., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, K., Cummins, K.W., 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res.* 15: 133-302.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., 1989. Tree Seedling on Logs in Picea-Tsuga Forests of Oregon and Washington: *Ecology* Vol. 70, No. 1: 48-59.
- Harrington, T. B., Bluhm, A. A., 2001. Tree regeneration responses to microsite characteristics following a severe tornado in the Georgia Piedmont, USA. *Forest Ecol. Manage.* 140: 265-275.

- Hillgarter, F.-W., 1971. Waldbauliche und ertragskundliche Untersuchungen im subalpinen Fichtenurwald Scatlé/Brigels. Beiheft Schweiz. Zeitschrift für Forstw. 48.
- Hofgaard, A., 1993a. Structure and regeneration patterns of a virgin *Picea abies* forest in northern Sweden. J. Veg. Sci. 4: 601-608.
- Hofgaard, A., 1993b. 50 Years of Change in a Swedish Boreal Old-Growth *Picea abies*. Forest. J. Veg. Sci. 4: 773-782.
- Holeksa, J., Zielonka, T., Zywiec, M., 2008. Modeling the decay of coarse woody debris in a subalpine Norway spruce forest of the West Carpathians, Poland. Can. J. For. Res. 38: 415-428.
- Hunziker, U., Brang, P., 2005. Microsite patterns of conifer seedling establishment and growth in a mixed stand in the southern Alps. Forest Ecol. Manage. 210: 67-97.
- Hytteborn, H., Packham, J.R., 1987. Decay rate of *Picea abies* logs and the storm gap theory: a re-examination of Sernander plot III, Fiby urskog, Central Sweden. Arboric. J. 11: 299-311.
- Illison, T., Köster, K., Vodde, F., Jögiste, K., 2007. Regeneration development 4-5 years after a storm in Norway spruce dominated forests, Estonia. Forest Ecol. Manage. 250: 17-24.
- Jehl, H., 2001. Die Waldentwicklung nach Windwurf in den Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald. In: Heurich, M. (Ed.), Waldentwicklung im Bergwald nach Windwurf und Borkenkäferbefall. Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald, Passau: 49-98.
- Jonášová, M., Vávrová, E., Cudlín, P., 2010. Western Carpathian mountain spruce forest after a windthrow: Natural regeneration in cleared and uncleared areas. Forest Ecol. Manage. 259: 1127-1134.
- Kuuluvainen, T., Kalmari, R., 2003. Regeneration microsites of *Picea abies* seedlings in a windthrow area of a boreal old-growth forest in southern Finland. Ann. Bot. Fennici 40: 401-413.
- Landolt, E., 2003. Unsere Alpenflora. 7. Auflage. Verlag SAC. 341 Seiten.
- Mai, W., 1999. Über Ammenstämme im Gebirgswald. LWF aktuell 18: 18-20.
- Motta, R., Berretti, R., Lingua, E., Piussi, P., 2006. Coarse woody debris, forest structure and regeneration in the Valbona Forest Reserve, Paneveggio, Italian Alps: Forest Ecol. Manage. 235:155-163.
- Naesset, E., 1999. Decomposition rate constants of *Picea abies* logs in southeastern Norway. Can. J. For. Res. 29: 372-381.
- Ott, E., Frehner, M., Frey, H.-U., Lüscher, P., 1997. Gebirgsnadelwälder: Ein praxisorientierter Leitfaden für eine standortgerechte Waldbehandlung. Haupt-Verlag. Bern, Stuttgart, Wien. 287 Seiten.
- Peterson, C. J., Pickett, S. T. A., 1990. Microsite and Elevational Influences on Early Forest Regeneration after Catastrophic Windthrow. J. Veg. Sci. 1: 657-662.

- Rammig, A., Fahse, L., Bugmann, H., Bebi, P., 2006. Forest regeneration after disturbance: a modelling study for the Swiss Alps. *Forest Ecol. Manage.* 222: 123-136.
- Rammig, A., Fahse, L., Bebi, P., Bugmann, H., 2007. Wind disturbance in mountain forests: Simulating the impact of management strategies, seed supply, and ungulate browsing on forest succession. *Forest Ecol. Manage.* 242: 142-154.
- Ranius, T., Bengt, G.J., Druys, N., 2004. Modeling dead wood in Fennoscandian old-growth forests dominated by Norway spruce. *Can. J. For. Res.* 34: 1025-1034.
- Reif, A., Przybilla, M., 1995. Zur Regeneration der Fichte (*Picea abies*) in den Hochlagen des Nationalparks Bayerischer Wald. *Hoppea* 56: 467-514.
- Schönenberger, W., 2002a. Windthrow research after the 1990 storm Vivian in Switzerland: objectives, study sites, and projects. *For. Snow Landsc. Res.* 77, 1/2: 9-16.
- Schönenberger, W., 2002b. Post windthrow stand regeneration in Swiss mountain forests: the first ten years after the 1990 storm Vivian. *For. Snow Landsc. Res.* 77, 1/2: 61-80.
- Schüpp, M., Schiesser, H.H., Huntrieser, H., Scherrer, H.U., Schmidtke, H., 1994. The Winterstorm „Vivian“ of 27 February 1990: About the Meteorological Development, Wind Forces and Damage Situation in the Forests of Switzerland. *Theor. and Appl. Climatol.* 49: 183-200.
- Schwyzer, A., Keller, M., 2009. Ergebnisse des dritten Landesforstinventars LFI3. Schäden im Schweizer Wald. *Wald Holz* 90, 11: 32-35.
- Sippola, A. L., Renvall, P., 1999. Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: a 40-year perspective. *Forest Ecol. Manage.* 115: 183-201.
- Stöckli, B., 1995. Moderholz für die Naturverjüngung im Bergwald – Anleitung zum Moderanbau. Merkblatt für die Praxis 26.
- Svoboda, M., Pouska, V., 2008. Structure of a Central-European mountain spruce old-growth forest with respect to historical development. *Forest Ecol. Manage.* 255: 2177-2188.
- Szewczyk, J., Szwagrzyk, J., 1996. Tree Regeneration on Rotten Wood and on Soil in Old-Growth Stand. *Vegetatio* 122: 37-46.
- Ulanova, N.G., 2000. The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecol. Manage.* 135: 155-167.
- Vodde, F., Jögiste, K., Gruson, L., Illison, T., Köster, K., Stanturf, J.A., 2010. Regeneration in windthrow areas in hemiboreal forests: the influence of microsite on the height growths of different tree species. *J. For. Res.* 15: 55-64.
- Wohlgemuth, T., Kull, P., Wüthrich, H., 2002. Disturbance of microsites and early tree regeneration after windthrow in Swiss mountain forests due to the winter storm Vivian 1990. *For. Snow Landsc. Res.* 77, 1/2: 17-47.

- Zielonka, T., Niklasson, M., 2001. Dynamics of Dead Wood and Regeneration Pattern in Natural Spruce Forest in the Tatra Mountains, Poland. *Ecol. Bull.* 49: 159-163.
- Zielonka, T., Piatek, G., 2004. The herb and dwarf shrubs colonization of decaying logs in subalpine forest in the Polish Tatra Mountains. *Plant Ecol.* 172: 63-72.
- Zielonka, T., 2006. When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? *J. Veg. Sci.* 17: 739-746.
- Zimmermann, N. E., Kienast, F., 1999. Predictive mapping of alpine grasslands in Switzerland: Species versus community approach. *J. Veg. Sci.* 10: 469-482.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., Smith, G. M., 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R.* Springer Verlag. 574 Seiten.