

Schlussbericht im Rahmen des BAFU/WSL-Forschungsprogramms Wald und Klimawandel

Entwicklung und Leistungen von Schutzwäldern unter dem Einfluss des Klimawandels

Davos, Dezember 2012

WSL Institut für Schnee- und Lawinenforschung SLF
Flüelastrasse 11
CH-7260 Davos Dorf



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Bundesamt für Umwelt BAFU

Autoren: Peter Bebi¹, Michaela Teich^{1,4}, Jonas Schwaab¹, Frank Krumm², Ariane Walz³, und Adrienne Grêt-Regamey⁴

¹ WSL-Institut für Schnee und Lawinenforschung SLF, Flüelastrasse 11, CH-7260 Davos Dorf

² European Forest Institute EFICENT_OEF, Wohnhaldstrasse 4, D-79100 Freiburg

³ Potsdam Institute for Climate Impact Research PIK, Telegraphenberg A62/0.09, D-14412 Potsdam

⁴ PLUS Planung von Landschaft und Urbanen Systemen, ETH Zürich, Wolfgang-Pauli-Strasse 15, CH-8093 Zürich

Kontaktperson Peter Bebi, bebi@slf.ch, +41 81 417 0273

Ein Bericht aus dem Forschungsprogramm «**Wald und Klimawandel**», zu beziehen auf

http://www.slf.ch/ueber/organisation/oekologie/gebirgsoekosysteme/projekte/wald_und_klimawandel/

Zitierung (Vorschlag): Bebi P, Teich M, Schwaab J, Krumm F, Walz A und A. Grêt-Regamey, 2012. Entwicklung und Leistungen von Schutzwäldern unter dem Einfluss des Klimawandels. Schlussbericht im Rahmen des Forschungsprogramms „Wald und Klimawandel“. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Bern, Bundesamt für Umwelt.

©Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, 2012

Dank:

Wir möchten allen danken, welche in irgendeiner Form zu diesem Bericht beigetragen haben. In erster Linie möchten wir der Programmleitung des Wald und Klimawandelprogramms und der Abteilung Gefahrenprävention des BAFU für das Zustandekommen und die Finanzierung des Projektes danken, sowie für fachliche Begleitung insbesondere durch Peter Brang (WSL) und Arthur Sandri (BAFU) sowie die Unterstützung durch Julia Born (WSL) und Sabine Augustin (BAFU). Ganz herzlich danken möchten wir allen, welche als Mitarbeitende, Doktorierende oder in der Form einer Master-/Diplomarbeit, eines Praktikums oder eines Zivildiensteinsatzes zu der hier zusammengefassten Forschung beigetragen haben. Insbesondere waren dies Maruska Anzini, Claudia Brüllhardt, Marius Fankhauser, Veronica Netzer, Jean-Marie Putallaz, Fabia Hüsler, Lara Neureither, Andrea Baumann, Julian Derron, Jörg Donau und Flavien Rouillier. Ebenfalls danken möchten wir allen, welche entweder durch direkten fachlichen Input, durch zur Verfügungstellen von Daten oder durch Mitbetreuung und fachliche Unterstützung von Studierenden/Doktorierenden zu diesem Projekt beigetragen haben. Dazu zählen insbesondere Jürg Altwegg, Ignacio Barbeito, Perry Bartelt, Matthias Bavay, Janine Bolliger, Urs-Beat Brändli, Harald Bugmann, Gion Caprez, Marc Christen, Marco Conedera, Luc Dorren, Philippe Duc, Che Elkin, Werner Frey, Werner Gerber, Frank Hagedorn, Hanspeter Hefti, Markus Huber, Mathias Kalberer, Dominik Kulakowski, Michael Lehnig, Stéphane Losey, Christoph Marty, Werner Müller, Momchil Panayotov, Kathrin Priewasser, Andi Rigling, Dirk Schmatz, Martin Schneebeli, Raphael Schwitter, Golo Stadelmann, Andreas Stoffel, Miroslav Svoboda, Patrick Thee, Bernardo Teufen, Jean-Jaques Thormann, Ulrich Ulmer, Jürg Walcher, Ueli Wasem, André Wehrli, Beat Wermelinger, Tom Wohlgemuth, Stefan Wunderle, Niklaus Zimmermann und Res Zingg.

Inhalt

INHALT	3
EINLEITUNG	5
Zielsetzung	5
Verwendete Begriffe und Abgrenzungen	7
1 RETROSPEKTIVE ANALYSEN	8
1.1 Methodik	8
1.2 Waldflächenzunahme	8
1.3 Veränderung offener Wälder	9
1.4 Natürliche Störungen	11
1.5 Entwicklung von dichten Gebirgswäldern	12
1.6 Totholz	17
1.7 Baumarten	17
1.8 Fazit	24
2 SZENARIEN	26
2.1 Klima, Schnee und Witterung	26
2.2 Gesamtschweizerische Waldszenarien aufgrund von Transitionsmodellen	27
2.3 Klimahüllen und dynamische Waldmodelle	28
2.4 Natürliche Störungen und potentielle Auswirkungen auf die Schutzwirkung	29
Windwurf	29
Borkenkäfer	31
Waldbrand	32
Schneebruch	33
2.5 Fazit	34
3 LAWINENSCHUTZWIRKUNG AUF WINDWURFFLÄCHEN UND IM WALD	36
3.1 Entwicklung der Verjüngung auf Windwurfflächen	36
3.2 Stabilität von liegenden Stämmen auf belassenen Windwurfflächen	39
3.3 Lawinenanrisse im Wald	42
Reichweite von Waldlawinen und Bremswirkung des Waldes	43
Wetter- und Schneebedingungen bei Waldlawinenereignissen	44
3.4 Fazit	47
4 RÜCKWIRKUNGEN VON WALDVERÄNDERUNGEN AUF DAS KLIMA	48
4.1 Einleitung	48
4.2 Daten und Methoden	48
Albedo-Forcing	49
CO ₂ -Forcing	50
4.3 Ergebnisse	52
Albedo	52
Kohlenstoffspeicherung	53
Radiative Forcing	54
Einfluss der Schneedeckendauer auf die Albedo	59
4.4 Fazit	61

5 FALLSTUDIEN ZU RISIKOANALYSEN UNTER DEM EINFLUSS DES KLIMAWANDELS	62
5.1 Fallstudie 1: Bewertung der Steinschlagschutzleistung des Waldes	62
Einleitung	62
Die Fallstudienregion: St. Niklaus	62
Die Risikoanalyse	62
Waldentwicklungsszenarien	63
Steinschlagsimulation	64
Szenarien der Gemeindeentwicklung	64
Ergebnisse der Risikoanalyse	65
Schlussfolgerungen und Ausblick Fallstudie 1	66
5.2 Fallstudie 2: Ökosystemdienstleistungen in der Landschaft Davos	67
Einleitung	67
Fallstudienregion Davos	67
Methodischer Ansatz	68
Resultate der Fallstudie 2	69
Diskussion der Fallstudie 2	70
6 SCHLUSSFOLGERUNGEN	73
7 EMPFEHLUNGEN	75
8 LITERATUR	78

Einleitung

Zielsetzung

Gebirgswälder im schweizerischen Berggebiet erfüllen wichtige Waldleistungen. Insbesondere leisten viele Wälder einen wirksamen Schutz gegen Naturgefahren, indem sie Gefahrenprozesse verhindern oder deren Risiko für Menschen und Infrastruktur reduzieren. In den letzten Jahrzehnten haben sich Gebirgswälder im Schweizer Berggebiet stark verändert. Dies ist in erster Linie auf Nutzungsaufgaben und Extensivierungen auf Grenzertragsstandorten zurückzuführen (Baur et al. 2006), wobei klimatische Effekte in den letzten Jahrzehnten ebenfalls eine zunehmende Rolle gespielt haben (Gehrig-Fasel et al. 2007). Andererseits wirken natürliche Störungen wie der Borkenkäfer, Windwurf, Waldbrand, Lawinen oder Schneebruch diesem Trend der Waldverdichtung und Waldausdehnung entgegen (Conedera et al. 2006, Wohlgemuth et al. 2008). Für die Zukunft wird vermutet, dass der Einfluss des Klimawandels auf die Entwicklung von Gebirgswäldern weiter zunimmt. Sowohl Änderungen von Häufigkeit und Ausmass von Klimaextremen, als auch graduelle Veränderungen von Temperaturen, Niederschlägen und Schneebedeckung haben potentiell hohe Auswirkungen auf Wachstum, Regeneration und Mortalität verschiedener Baumarten (Spiecker et al. 1990, Jolly et al. 2005, van Mantgem et al. 2009). Allerdings herrschen über konkrete Auswirkungen dieser Waldveränderungen auf die Schutzleistung vor Naturgefahren noch grosse Unsicherheiten. Dies gilt insbesondere für den Schutz vor Lawinen, da dieser in Zukunft nicht nur von Waldveränderungen, sondern auch von Veränderungen der Schneedecke abhängt. Grosse Unsicherheiten bestehen vor allem hinsichtlich der mittel- und langfristigen Rolle von totem Holz als Lawinenschutz. Bisherige Untersuchungen auf Windwurfflächen deuten darauf hin, dass totes Holz zumindest während der ersten 10 Jahre eine beträchtliche Schutzwirkung ausüben kann (Frey und Thee 2002). Über langfristige Wirkungen Totholz und anderen Bodenrauhigkeitselementen auf Beschleunigungs- und Bremsprozesse von Lawinen ist bisher aber wenig bekannt. Nebst ihrem Einfluss auf Lawinen kann die Dauer der Schneebedeckung das Überleben und Wachstum von Bäumen und die Energiebilanz von Gebirgswaldökosystemen entscheidend beeinflussen (Vaganov et al. 1999, Link und Marks 1999). Globale Studien zeigen, dass in schneereichen Gebieten eine Reduktion der Albedo durch Waldausdehnung wesentlich zur Klimaerwärmung beitragen kann, und damit einem erhöhten Wachstum, bzw. einer möglichen CO₂-Senkenwirkung durch die Klimaerwärmung entgegenwirkt (Betts 2000, Bonan 2008). Ob dies für das Schweizer Berggebiet auch gilt und ab welcher Höhenstufe dieser Albedoeffekt eine Rolle spielt, ist bisher nicht bekannt.

Um mehr über den Einfluss des Klimawandels auf Waldleistungen von Gebirgswäldern zu erfahren, gibt es verschiedene bereits existierende Datengrundlagen und wissenschaftliche Ansätze. Einerseits erlauben retrospektive Analysen von Wald- und Klima-/Schneedaten der letzten Jahrzehnte (in denen sich das Klima bereits stark erwärmt hat), Rückschlüsse auf zukünftige Trends zu ziehen. Andererseits gibt es eine Reihe von bereits existierenden prozessbasierten Modellen zu Waldveränderungen und Waldleistungen, welche durch das Studium von relevanten Prozessen ständig verbessert werden können. **Das Projekt zielte deshalb darauf hin, Auswirkungen des Klimawandels auf die Entwicklung und Leistung von Schutzwäldern und deren Rückkopplungen mit dem Klima besser abzuschätzen. Der Fokus lag dabei auf Lawinenschutzwäldern. Deshalb, und um die Datensätze übersichtlich zu halten, wurden in allen durchgeführten Analysen mit LFI- und Arealstatistikdaten (Kapitel 1) nur Gebirgswälder oberhalb von 1000 m.ü.M. einbezogen. Mit dieser Zielsetzung verbunden waren folgende Teilziele:**

Ziel 1 (Kapitel 1): Mittels gesamtschweizerischer Datensätze (Arealstatistik, LFI) sowie ergänzenden Felduntersuchungen wurde retrospektiv untersucht, wie sich Gebirgswälder im Schweizer Berggebiet in den letzten 30 Jahren entwickelt haben. Da Waldveränderungen immer auch von der Nutzungs- und Störungsgeschichte geprägt sind, können aus solchen retrospektiven Analysen nicht direkt Klimaeinflüsse quantifiziert werden. Es soll aber überprüft und diskutiert werden, ob aktuelle Trends auf erwartete Veränderungen im Rahmen der Klimaerwärmung hindeuten und es sollen Hinweise abgeleitet werden, unter welchen Rahmenbedingungen sich Gebirgswaldstrukturen in Richtung einer Zunahme oder in Richtung einer Abnahme der Lawinenschutzwirkung entwickeln.

Ziel 2 (Kapitel 2): Durch Vergleiche von Trendszenarien aus retrospektiven Analysen mit Modellsimulationen und anderen Forschungsarbeiten in- und ausserhalb des Programms "Wald und Klimawandel" sollen synthetisierende Aussagen zur Entwicklung und zur Veränderung der Schutzwirkung von Schweizer Gebirgswäldern in den nächsten Jahrzehnten gemacht werden.

Ziel 3 (Kapitel 3): Mittels Untersuchungen von möglichst nicht behandelten Vivian-Windwurfflächen sowie Auswertungen von Lawinenereignissen im Wald sollen Hinweise geliefert werden, wie sich die Lawinenschutzwirkung auf Störungsflächen längerfristig entwickelt und welche Massnahmen nötig sind, um die Lawinenschutzwirkung nach Störungen so gut wie möglich zu erhalten bzw. wiederherzustellen.

Ziel 4 (Kapitel 4): Mittels der Analyse von Schnee- und Waldveränderungsdaten im Schweizer Berggebiet soll quantitativ abgeschätzt werden, wie stark sich die Rückstrahlung (Albedo) im Schweizer Berggebiet in den letzten 30 Jahren vermindert hat und in welcher Grössenordnung dieser Effekt im Vergleich zur CO₂-Senkenveränderung durch Waldausdehnung und -verdichtung liegt.

Ziel 5 (Kapitel 5): Aufbauend auf den Resultaten dieses Projektes und des Projektes MOUNTLAND wurden in Fallstudienregionen Risikoanalysen unter Berücksichtigung des Einflusses des Klimawandels durchgeführt. Diese Fallstudien sollen vor allem auch Aufschluss darüber geben, ob und in welcher Form solche Risikoanalysen auch für die Praxis relevant werden könnten.

In diesem Schlussbericht werden die wichtigsten Resultate zu diesen Forschungszielen zusammengefasst und diskutiert. Insbesondere Kapitel 1 baut dabei stark auf den beiden Zwischenberichten vom 31.12.2010 und vom 30.6.2011 auf, in denen einige Aspekte bereits ausführlicher, andere jedoch noch nicht dargestellt wurden.

Verwendete Begriffe und Abgrenzungen

Gebirgswald: Der Begriff Gebirgswald wurde hier als Oberbegriff für subalpine und montane Wälder des Schweizer Berggebiets verwendet, wobei für die meisten Analysen (inkl. aller retrospektiven Analysen mit Arealstatistikdaten von Kapitel 1) nur mit Daten von Wäldern über 1000 m.ü.M. gearbeitet wurde. Wo eine andere Grundgesamtheit von Wäldern benutzt wurde, wird das im Text oder entsprechenden Abbildungen erwähnt.

Lawinenschutzwald: Wälder mit Schutzfunktion gegenüber Lawinen gemäss der Ausscheidung nach SIL-VAPROTECT (BAFU 2010).

Schutzwald: Wälder mit Schutzfunktion gegenüber Naturgefahren gemäss der Ausscheidung nach SIL-VAPROTECT (BAFU 2010). Da in diesem Projekt der Schutz des Waldes gegenüber Lawinen im Vordergrund stand, wurde meistens der Begriff Lawinenschutzwald verwendet. Der Begriff Schutzwald wurde deshalb in erster Linie für allgemeine Aussagen verwendet, welche sich nicht spezifisch auf den Lawinenschutzwald beziehen.

Lawinenschutzwirkung: Fähigkeit einer Bestockung, die Entstehung von Lawinen zu verhindern oder deren Wirkung zu vermindern.

Schutzwirkung: Fähigkeit einer Bestockung, die Entstehung einzelner oder mehrerer Naturgefahren zu verhindern oder deren Wirkung zu vermindern.

Natürliche Störungen: Zeitlich klar abgrenzbare und ausserordentliche Naturereignisse, welche die Struktur und Funktion eines Waldes auf einer Fläche von mehreren Aren deutlich verändert. Aufgrund ihrer grossen Bedeutung für Gebirgswälder der Schweiz konzentriert sich dieser Bericht dabei auf Windwürfe, Borkenkäferkalamitäten, Waldbrände und Schneebruchereignisse.

Selbstdifferenzierung (engl. self-thinning oder stem exclusion): Konkurrenz- und unterdrückungsbedingte Wachstumseinbussen und Absterbeprozesse in dichten Wäldern.

Resilienz: Allgemein die Fähigkeit eines Ökosystems nach einer Störung wieder in einen Referenzzustand bzw. in eine Referenzdynamik zu gelangen. In diesem Bericht wird darunter die Fähigkeit eines Waldes zur spontanen und möglichst raschen Wiederbewaldung ohne entscheidende Schwächung der Schutzwirkung verstanden.

Resistenz: Allgemein die Fähigkeit eines Ökosystems, eine Störung ohne wesentliche Veränderung zu überstehen. In diesem Bericht wird darunter die Fähigkeit eines Waldes verstanden, eine natürliche Störung ohne Einbussen der Schutzwirkung zu überstehen.

Albedo: Mass für das Rückstrahlungsvermögen von diffus reflektierenden Oberflächen. Sie wird bestimmt durch den Quotienten aus reflektierter zu einfallender Lichtmenge und liegt zwischen 0 (vollständige Absorption) und 1 (vollständige Reflexion des einfallenden Lichtes).

Strahlungsantrieb (engl. radiative forcing): Der Begriff Strahlungsantrieb wurde vom IPCC (Weltklimarat) eingeführt, um Veränderungen der Strahlungsbilanz des Klimasystems zu quantifizieren, welche sowohl auf Konzentrationsänderungen (z.B. bei Treibhausgasen) als auch auf Änderungen der Strahlungsbilanz (z.B. bei Albedo) zurückzuführen sind.

Albedo-Effekt: Beitrag der Albedoveränderung am Gesamtstrahlungsantrieb. Da zusätzlicher Wald die Albedo erniedrigt und damit die Erdoberfläche erwärmt, wird hier auch von einem „erwärmenden Effekt“ durch zusätzlichen Wald gesprochen.

CO₂-Effekt: Beitrag der CO₂-Bindung durch Waldausdehnung und Waldverdichtung am Gesamtstrahlungsantrieb. Da Waldausdehnung dazu beiträgt, die CO₂-Konzentration in der Atmosphäre zu verringern, wird von einem „abkühlenden Effekt“ durch zusätzlichen Wald gesprochen.

Ökosystemdienstleistungen (engl. ecosystem services, kurz ESS): Nutzenstiftungen („benefits“) von ökologischen Systemen für den Menschen, wozu auch die Schutzfunktion des Waldes gegenüber Naturgefahren gehört.

1. Retrospektive Analysen

1.1 Methodik

In diesem Kapitel wird die Waldentwicklung im Gebirge in den letzten Jahrzehnten zusammengefasst. Dabei wurden in erster Linie Inventur-Datenzeitserien (LFI1 bis LFI3, Arealstatistik) verwendet. Zusätzlich wurden Felduntersuchungen und Resultate anderer Forschungsarbeiten einbezogen.

Die LFI-Waldprobeflächen sind in einem regulären 1.4 km x 1.4 km Netz angeordnet. Dabei wurden alle Flächen oberhalb von 1000 m.ü.M. verwendet, was für die erste Inventurperiode (LFI1; 1983-85) insgesamt 2707 Flächen, für die zweite Inventurperiode (LFI2; 1993-95) 2844 Flächen und für die dritte Inventurperiode (LFI3; 1993-95) 3067 Flächen ergab. Die Aufnahmemethodik der LFI-Waldprobeflächen wird ausführlich in Zingg und Bachofen (1988), Stierlin (1994) sowie in Keller (2005) beschrieben. Zwei konzentrische Kreise wurden verwendet für die terrestrische Erfassung von lebenden und toten Bäumen: ein 200 m² grosser Kreis mit einer Kluppierungsschwelle von 12 cm und ein 500 m² grosser Kreis mit einer Kluppierungsschwelle von 36 cm. Zusätzlich wurde eine 50 m x 50 m grosse Interpretationsfläche für weitere Standorts- und Bestandesfaktoren (Verjüngungsdeckungsgrad, Schlussgrad) verwendet.

Arealstatistikdaten sind Luftbild-basierte Stichprobenerhebungen der Landnutzung in der Schweiz (Humbel et al. 2010, vgl. auch Kap. 4.2), welche sich auf ein regelmässiges Netz von Punktstichproben im Abstand von 100 m zueinander beziehen. Waldflächen wurden gemäss der Einteilung von Rutherford et al. (2008) in geschlossenen Wald (DG ≥ 60%, Oberhöhe > 3 m) und offenen Wald (übrige Waldflächen, DG 20-60%) eingeteilt.

1.2 Waldflächenzunahme

Die Waldfläche über 1000 m.ü.M hat in den 12 Jahren zwischen der ersten und der zweiten Inventurperiode der Schweizerischen Arealstatistik durchschnittlich um rund 4% zugenommen. Deutlich stärker war die Waldzunahme oberhalb von ca. 1400 m.ü.M. in steilen, mehr als 30° geneigten Flächen, wo mehr Sömmerungsweiden und landwirtschaftliche Flächen aufgegeben wurden. Ebenfalls deutlich häufiger eingewachsen sind Bestände, welche aufgrund ihrer Topographie als potentielle Lawinenanrissgebiete modelliert wurden. Transitionen von Landwirtschaftsflächen in Wald erfolgen vor allem dort, wo schon Wald in der Nähe ist (Wald wächst an Wald) und wo die landwirtschaftliche Nutzung nicht rentabel ist (abgelegene Steilhänge, Grenzertragsflächen). Transitionen von unproduktiven Flächen in Wald finden vor allem dort statt, wo die Distanz zur potentiellen Waldgrenze mindestens 200 m beträgt. An der oberen Waldgrenze ist der bisherige Klimaeffekt relativ unbedeutend, verglichen mit dem Effekt veränderter Landnutzung (vgl. auch Gehrig-Fasel et al. 2007). Sowohl weltweite Studien (z.B. Harsch et al. 2009) wie auch verschiedene felddatenbasierte Studien im Alpenraum bestätigen, dass es trotz teilweise deutlich höheren Temperaturen in den letzten Jahrzehnten eine Reihe von anderen Faktoren gibt, welche eine rasche und flächige Waldausdehnung an der oberen Waldgrenze verhinderten. Dazu gehörten nebst Beweidung und Wildtiereinfluss vor allem Restriktionen der Schneebedeckung (Barbeito et al. 2012) sowie Konkurrenz durch Zwergsträucher und anderer Vegetation (Motta et al. 2006, Risch et al. 2003). Es kann daher davon ausgegangen werden, dass ein klimabedingter Anstieg der Waldgrenze auch in den nächsten Jahrzehnten nur langsam erfolgt und durch den Einfluss von früherer und aktueller Bewirtschaftung überlagert wird.



Abb. 1: Lawinenschutzwald im Dischmatal 1927 (links, Foto A. Issler) und ca. 2010 (rechts).

Zwischen LFI1 (1983/85) und LFI3 (2004/06) wurden oberhalb von 1000 m.ü.M. 443 neue Waldprobeflächen zusätzlich erfasst, welche die LFI-Kriterien erfüllten. Die Verteilung von neu entstandenen LFI-Waldprobeflächen in verschiedene Schlussgradkategorien zeigt deutliche Unterschiede zwischen verschiedenen Höhenlagen (Abb. 2). Oberhalb von 1600 m.ü.M. weisen die meisten neuen LFI-Waldprobeflächen einen aufgelösten Schlussgrad auf, wobei die Kategorie „gruppiert gedrängt“ (Rotten) am zweithäufigsten auf neu einwachsenden Flächen entstanden ist. Unterhalb von 1600 m.ü.M. ist die Verteilung der neuen LFI-Waldprobeflächen auf verschiedene Schlussgrade erwartungsgemäss homogener, wobei fast 20% der neu einwachsenden Bestände unterhalb von 1600 m.ü.M. direkt mit einem gedrängten Schlussgrad erfasst wurden.

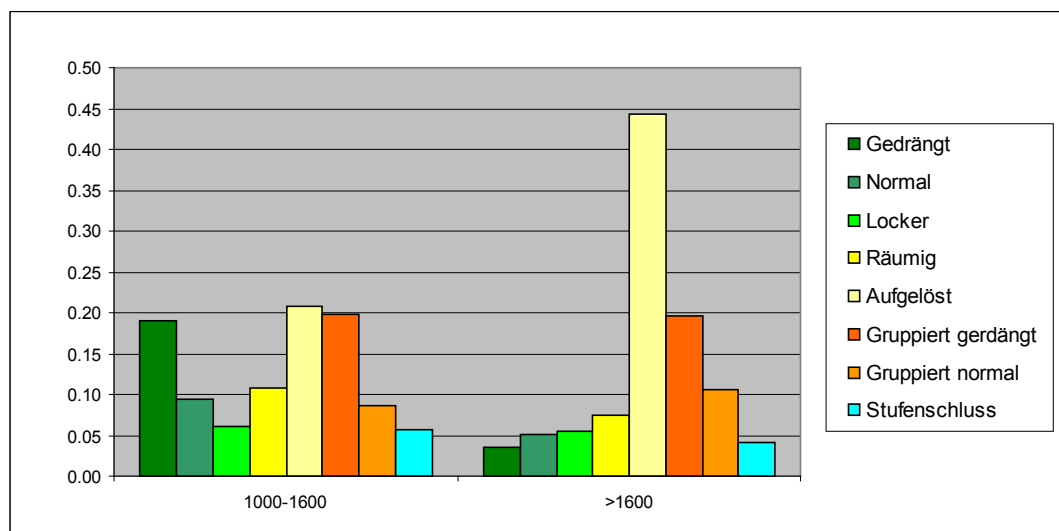


Abb. 2: Schlussgradkategorien neu erfasster LFI-Waldprobeflächen oberhalb und unterhalb von 1600 m.ü.M.
Datenherkunft: WSL (2010)

1.3 Veränderung offener Wälder

Bestände, welche während dem 1. LFI eine offene Waldstruktur mit potentiell eher geringer Lawinenschutzwirkung aufwiesen (Schlussgrad „aufgelöst“ bis „räumig“), haben sich je nach Höhenlage unterschiedlich entwickelt (Abb. 3). Mit steigender Höhenlage zeigen offene Waldbestände erwartungsgemäss eine starke Tendenz, offen zu bleiben. Die relativ grossen Anteile an Transitionen in Richtung „gruppiert gedrängt“ oberhalb von 1600 m.ü.M. widerspiegeln häufig auftretende Rottenbildungen in subalpinen Wäldern. Unterhalb von 1600 m.ü.M. fanden mit abnehmender Meereshöhe immer mehr Transitionen von offenen Wäldern in lockere oder gedrängte Schlussgrade sowie in Stufenschlussstrukturen statt. Mit steigender Meereshöhe gibt es immer noch sehr viele Kleinstandorte, welche (z.B. wegen langer Schneebedeckung und kühlen Bodentemperaturen) noch nicht verjüngungsgünstig sind. Im Vergleich zu anderen Expositionen

behielten Nordhänge eher einen räumig bis aufgelösten Schlussgrad bei oder gingen sonst in lockere Bestände über. Gemäss multivariaten Modellen mit Arealstatistikdaten waren neben Höhenlage, Distanz zur potentiellen Waldgrenze und Exposition, insbesondere Nachbarschaftsvariablen (Anzahl Nachbarflächen mit geschlossenem bzw. offenem Wald) wichtig, um Entwicklungen von offenen in dichtere Waldbestände zu erklären.

Dieser Verdichtungsprozess von offenen Wäldern ist nur zum Teil klimabedingt und kann zu einem grossen Teil mit früheren Nutzungsextensivierungen erklärt werden. Es ist aufgrund von LFI-Daten nicht möglich, diesen „Waldnutzungs-Effekt“ eindeutig von einem „Klimaeffekt“ zu trennen. Wir können aber aufgrund der in den letzten 20 Jahren stattgefundenen Verdichtungsprozesse und dem physiologischen Wissen über Limitierungen beim Baumwachstum und der Baumetablierung im Gebirge annehmen, dass sich der zurzeit stattfindende Verdichtungsprozess bei einer Erhöhung der Durchschnittstemperaturen (insbesondere der Temperatursummen im Sommer über 5°C) und einem entsprechend früheren Ausapern im Frühling tendenziell in grössere Höhen verschiebt, wo bisher die Temperatur zu stark limitierend wirkte. Stärkere Verdichtungsprozesse als bisher können in Zukunft deshalb vor allem in eher höher gelegenen, kälte- und sneelimitierten Gebirgswäldern erwartet werden, da dort eine Erwärmung am ehesten zu erhöhtem Wachstum und besseren Bedingungen für die Etablierung von Jungbäumen führt und da dort im Vergleich zu noch höher gelegenen Standorten oberhalb der Waldgrenze zusätzliche Limitierungen durch „Nicht-Wald-Bedingungen“ wegfallen. Daher kann angenommen werden, dass der Trend in Richtung Verdichtung von offenen Wäldern durch die Klimaerwärmung insgesamt verstärkt wird, insbesondere in höher gelegenen Wäldern und wo Wildverbiss und erhöhte Bodentrockenheit die Verjüngung nicht stark einschränken.

Die Verdichtungsprozesse in hochsubalpinen Wäldern mit ungenügender Lawinenschutzfunktion bestätigten sich auch bei Wiederholungsaufnahmen von ehemaligen Waldlawinenflächen aus den 1980er Jahren von Schneebeil und Meyer-Grass (1993). Diese Wiederholungsaufnahmen bestätigen, dass sich die Lawinenschutzwirkung in den meisten der ehemaligen Waldlawinenanrissflächen eher verbessert hat (Bebi und Ulrich 2008, Brändli und Herold 1999, Duc et al. 2010). Allerdings gibt es je nach Standortverhältnissen grosse Unterschiede: Insbesondere dort wo die Vegetationskonkurrenz gross ist und Moderholz selten vorkommt oder wo offene Wälder dauernd durch Schneebewegungen gestört werden, hat sich der Lawinenschutz in den letzten 20 Jahren kaum verbessert. Zudem war die Verjüngung in Runsenlagen, zusätzlich bedingt durch mehr Vegetationskonkurrenz, deutlich erschwert. Dort verjüngte sich fast nur die Lärche, welche gegenüber Schneebewegungen etwas elastischer ist. Diese Resultate bestätigen, dass der Lawinenschutzwald zwar vielerorts an Wirksamkeit gewinnt, dass die Entwicklungsprozesse aber im Bereich der Waldgrenze immer noch relativ langsam ablaufen und sich die Lawinenschutzwirkung ausgerechnet dort, wo sie am dringendsten wäre, häufig nicht verbessert hat.

Die Verdichtung von offenen Gebirgswäldern führt neben den mehrheitlich positiven Effekten auf die direkte Schutzwirkung auch zu grösseren Flächen von homogenen, einschichtigen Beständen mit niedriger Resilienz gegenüber natürlichen Störungen. Eine grosse Herausforderung besteht somit darin, die Waldentwicklung von einwachsenden Beständen so zu steuern, dass langfristig die Schutzwirksamkeit verbessert wird, ohne dass grossflächig neue Problembestände entstehen. Luftbildzeitreihen in subalpinen Wäldern bestätigen, dass der Zusammenschluss von ehemals offenen Wäldern vor allem dort in einschichtig dichte Wälder erfolgte, wo keine Holzschläge durchgeführt wurden und die frühere Waldweide ganz aufgegeben wurde (Bebi 2000; Bebi et al. 2001). Sowohl waldbauliche Massnahmen wie auch extensive Rindvieh-Waldweide können daher geeignete Massnahmen sein, um unerwünscht grossflächigen Verdichtungsprozessen von bisher offenen Wäldern entgegenzuwirken. Insbesondere bei der Waldweide ist dabei allerdings zu berücksichtigen, dass zwar durch eine extensive und dem Standort angepasste Form der Waldweide die Schutzwirkung und Verjüngung kaum nachhaltig verschlechtert wird (Mayer et al. 2004), je nach Beweidungsintensität und Standort aber mit erhöhtem Rotfäulebefall zu rechnen ist (Bazzigher 1973). Vor dem Hintergrund der zunehmenden Verdichtung von offenen Gebirgswäldern wird es deshalb noch wichtiger, nachhaltige und den jeweiligen Standortbedingungen und Waldfunktionen angepasste Holz- und Waldweidenutzungen sinnvoll einzusetzen.

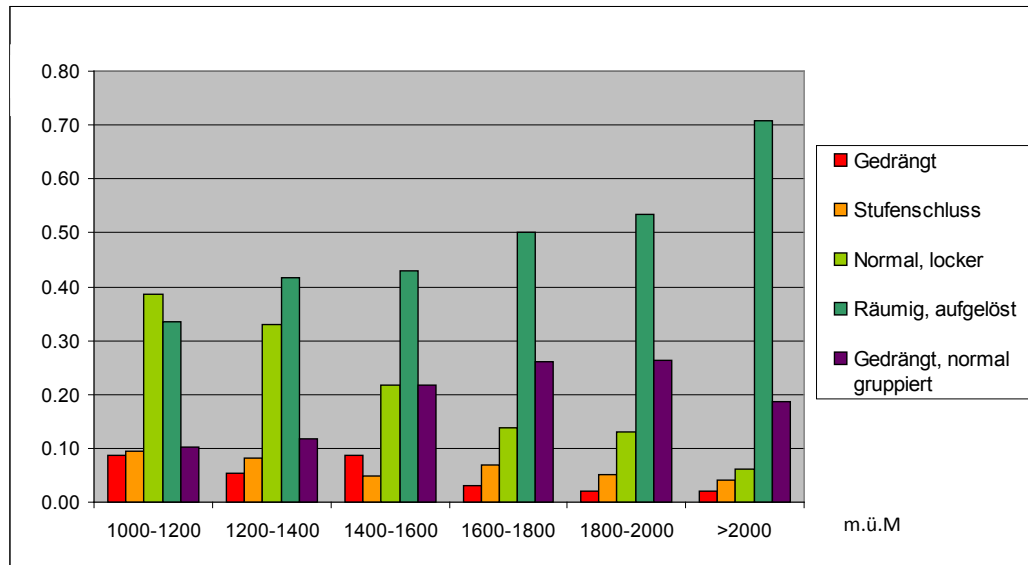


Abb. 3: Transitionen von offenen Wäldern (Schlussgrad aufgelöst bis räumig) in andere Schlussgradkategorien in verschiedenen Höhenstufen zwischen LFI1 bis LFI3. Datenherkunft: WSL (2010)

1.4 Natürliche Störungen

Die wichtigsten Störungsereignisse der letzten Jahrzehnte in den Alpen waren die Windwürfe Vivian und Lothar sowie die nachfolgenden Borkenkäferschäden. Vivian traf die Schutzwälder besonders stark, da von den knapp 5000 ha Waldfläche, welche im Februar 1990 geworfen wurden, 92% in den Alpen und Voralpen zu verzeichnen waren. Die Schadenfälle reichten von 700 bis 1700 m.ü.M., wobei Totalschäden im Höhenbereich zwischen 1300 und 1500 m.ü.M. deutlich häufiger auftraten (Schmidtke und Scherrer 1997). Gemäss einer Überlagerung der Vivianflächen mit SILVAPROTECT-Modellierungen (BAFU 2010) liegen 23% aller Totalschadenflächen (mit < 20% Restbestockung) oder 1113 ha im potentiellen Lawinenanrissgebieten. Die mittlere Höhe dieser Lawinenanrissflächen liegt bei 1392 m.ü.M. Im Vergleich zu südlichen Expositionen (90°-270°), gab es in nordexponierten Flächen (0°-90°/ 270°-360°) deutlich mehr Schadenflächen. In Kapitel 2 wird auf die Entwicklung und Lawinenschutzwirkung dieser Vivian-Flächen näher eingegangen.

Lothar hat den Lawinenschutzwald weniger betroffen als Vivian, da die meisten Schäden im Mittelland zu verzeichnen waren. Trotzdem waren Stürme zwischen LFI2 und LFI3 auch in den nördlichen Voralpen die wichtigste Ursache von Flächenschäden mit insgesamt 12'050 ha oder 5.2% der Waldfläche, gefolgt von 4660 ha (2.1%), die vor allem durch Borkenkäferschäden nach Lothar auftraten (Schwyzer et al. 2010). Alle anderen Ursachen von Flächenschäden waren in den letzten 20 Jahren gesamtschweizerisch weniger bedeutend. Allerdings waren Waldbrände die wichtigste Ursache von Waldzerstörung auf der Alpensüdseite (0.3% oder 480 ha zwischen LFI2 und LFI3, Brändli 2010). Zudem können Lawinen bei Extremereignissen wie 1951 (2100 ha) und 1999 (1400 ha) Waldschäden anrichten, die den Schutzwald örtlich gravierend schwächen können, wenn auch meistens im Bereich von erwarteten Lawinenzügen (SLF 2000).

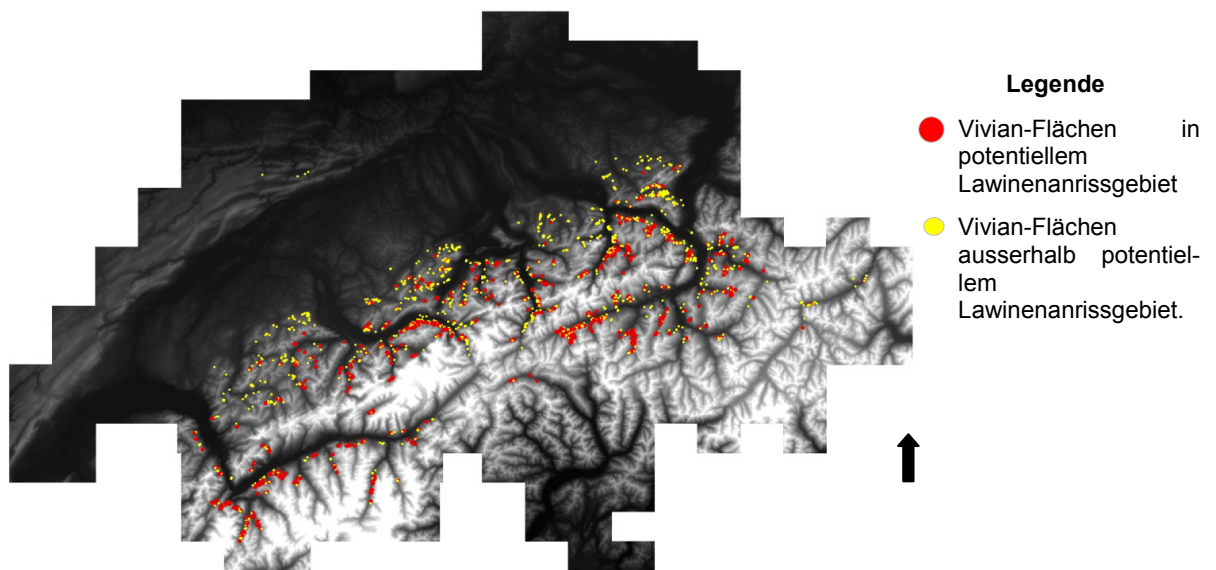


Abb. 4: Verteilung der Vivian-Flächen in potentiellen Lawinenanrisszonen oberhalb 1000 m.ü.M (rote Punkte) und andere Vivian-Flächen (gelbe Punkte), Berechnungen gemäss SILVAPOTECT@BAFU.

1.5 Entwicklung von dichten Gebirgswäldern

Um einen Überblick zu erhalten, wo die Grundfläche (der lebenden Bäume) in den letzten Jahrzehnten abgenommen hat, ohne dass diese Veränderung durch grossflächige Störungen oder waldbauliche Bestandesöffnungen erklärt werden kann, wurden LFI-Stichprobenpunkte in bewirtschaftete und unbewirtschaftete (seit mindestens 1952) Wälder eingeteilt und die Entwicklung des Schlussgrades seit dem LFI1 untersucht. In Abb. 5 sind alle diese 2650 Flächen oberhalb von 1000 m.ü.M. vor dem Hintergrund einer Niederschlagskarte der Schweiz dargestellt. Insgesamt 142 Flächen (5.4% der LFI-Waldprobestflächen, rote Punkte in Abb. 5) zeigen seit 1983 einen Trend zu abnehmender Grundfläche, obwohl die Flächen seit mindestens 1952 unbewirtschaftet sind und ebenso nicht von Vivian oder Lothar betroffen wurden. Die restlichen Flächen wurden bewirtschaftet (braun) und/oder zeigen in den letzten 30 Jahren einen Trend zunehmender Grundfläche (grün). Flächen mit einer abnehmenden Grundfläche lassen sich dabei nicht deutlich geografisch eingrenzen, und auch die Überlagerung mit einer Niederschlagskarte zeigt höchstens eine leichte Häufung von Flächen mit abnehmender Grundfläche in niederschlagsarmen Gebieten (z.B. Unterengadin, Wallis), welche auf erhöhte Mortalität durch Trockenstress hinweisen würde. Es scheint auch, dass Waldflächen mit abnehmender Grundfläche ohne aktive Bewirtschaftung im Jura und in anderen Gebieten mit starker Waldzunahme und relativ geringer Wasserknappheit (z.B. Vorderrheintal) weniger stark vertreten waren. Ansonsten wird deutlich, dass Flächen mit abnehmender Bestandesdichte ohne Einfluss von aktiver Bewirtschaftung oder Windwurf in verschiedenen Gebieten auftraten und dass nebst klimatischen Gründen offenbar eine Vielzahl von anderen Faktoren wie Bestandesgeschichte und kleinere Störungen (Schneebruch und konkurrenzbedingte Selbstdifferenzierungsprozesse) in dichten Wäldern eine grosse Rolle spielten.

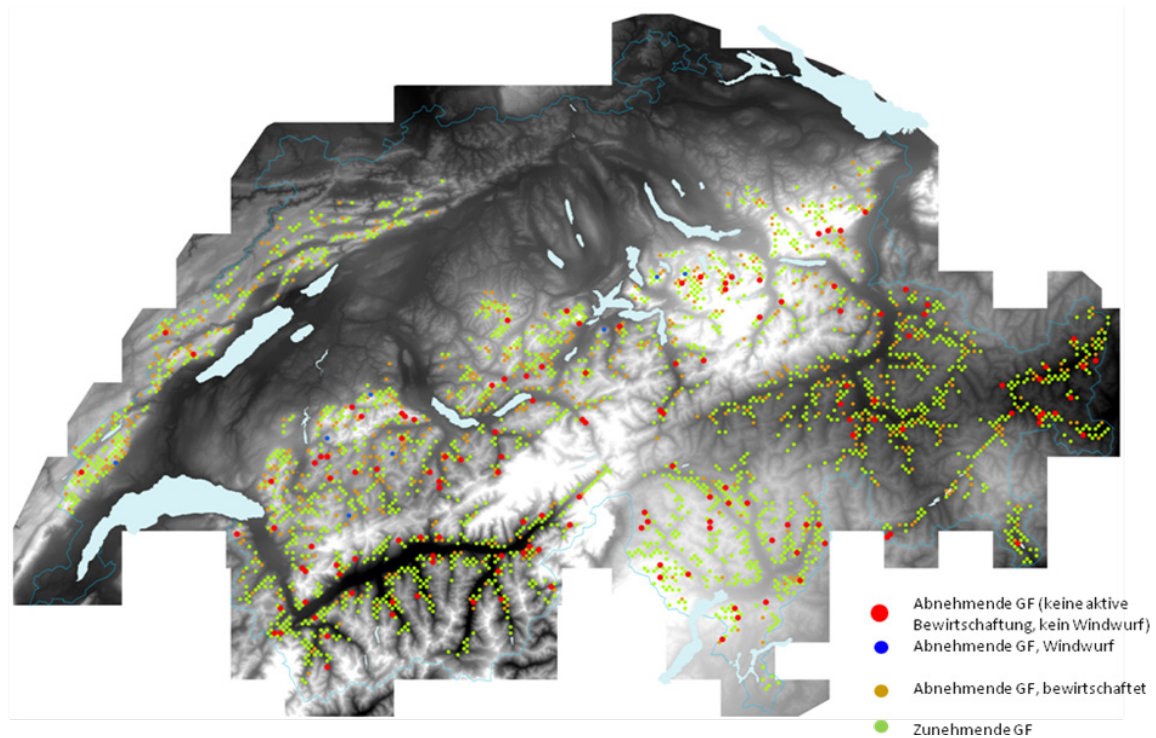


Abb. 5: LFI Stichprobenpunkte oberhalb 1000 m.ü.M.: Rot: LFI-Waldprobeflächen mit abnehmender Grundfläche obwohl unbewirtschaftet seit 1952 und nicht von Lothar oder Vivian betroffen (insgesamt 142 Flächen); Blau: Windwurf-flächen; Braun: bewirtschaftete Flächen (seit 1952) mit abnehmender Grundfläche; Grün: Flächen mit zunehmender Grundfläche. Hinterlegt ist eine Niederschlagskarte der Schweiz, bei der niederschlagsarme Gebiete dunkel und niederschlagsreiche Gebiete hell erscheinen. Datenherkunft: WSL (2010) – Schweizerisches Landesforstinventar LFI

Eine starke Zunahme der Grundfläche ist vor allem in unbewirtschafteten Flächen unterhalb von 1500 m.ü.M. festzustellen während der Grundflächen-Anstieg in höher gelegenen Wäldern weniger deutlich ausfällt (Abb. 6). Bewirtschaftete Flächen zeigen eine leichte Zunahme der Grundfläche unterhalb und eine leichte Abnahme oberhalb von 1500 m.ü.M. Die Stammzahlen haben auch am deutlichsten in unbewirtschafteten Flächen unterhalb von 1500 m.ü.M. zugenommen während sie oberhalb 1500 m.ü.M. konstant blieben (Abb. 7). Im Gegensatz zu den Grundflächen sind die Stammzahlen in unbewirtschafteten Flächen insbesondere in tieferen Lagen deutlich höher als in bewirtschafteten Wäldern. Insbesondere wenn nur dichte Waldstrukturen (Schlussgrad mindestens locker) betrachtet werden, deuten steigende Grundflächen und bereits leicht abnehmende Stammzahlen sowie rasch steigende Totholzanteile stark darauf hin, dass ein Vorratsoptimum vielfach bereits erreicht ist und natürliche Selbstdifferenzierung immer häufiger und ausgeprägter wird (Krumm et al. 2011).

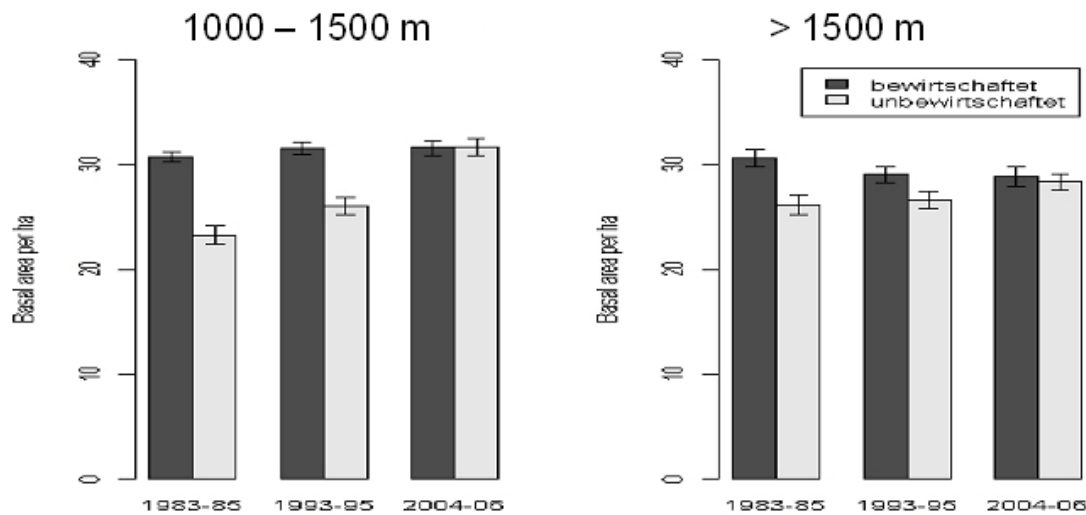


Abb 6: Grundflächenveränderung zwischen den 3 LFI-Inventuren unterteilt nach Höhenlage (links: 1000–1500 m.ü.M., rechts oberhalb 1500 m.ü.M.) und Bewirtschaftung. Datenherkunft: WSL (2010) – Schweizerisches Landesforstinventar LFI

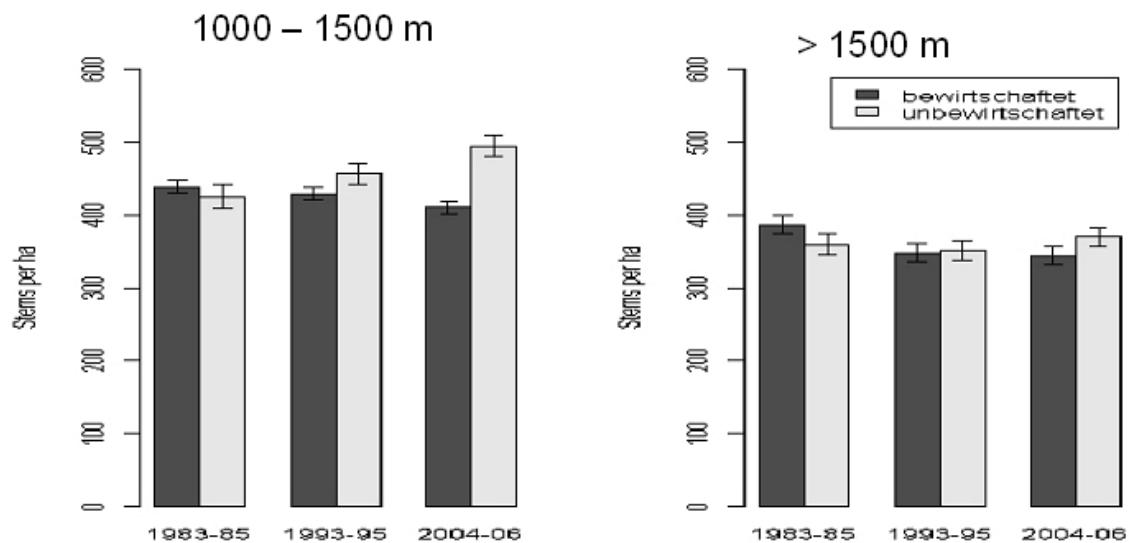


Abb 7: Stammzahlveränderung zwischen den 3 LFI-Inventuren unterteilt nach Höhenlage und Bewirtschaftung. Datenherkunft: WSL (2010)

Um räumliche und zeitlichen Dimensionen von solchen Selbstdifferenzierungsprozessen zu diskutieren, werden im folgenden Resultate von dendroökologischen Felduntersuchungen in sehr dichten subalpinen Fichtenwäldern (> 1600 m.ü.M.) in der Schweiz (Krumm et al. 2012) und analoge Untersuchungen in Bulgarien (Panayotov et al. 2011) beigezogen (vgl. Abb. 9). Felduntersuchungen in 20 seit über 70 Jahren nicht bewirtschafteten subalpinen Wäldern der Schweiz zeigen, dass Mortalität in solchen Wäldern meistens die Folge konkurrenzbedingter Prozesse ist, welche während der Selbstdifferenzierungsphase in einer grösseren Intensität stattfinden. Entsprechend spielen klimatische Einflüsse zunächst eine untergeordnete Rolle, wobei sich Extremereignisse (beispielsweise Trockenheit) beschleunigend auf Differenzierungsprozesse auswirken können (Krumm et al. 2012, Abb. 8).

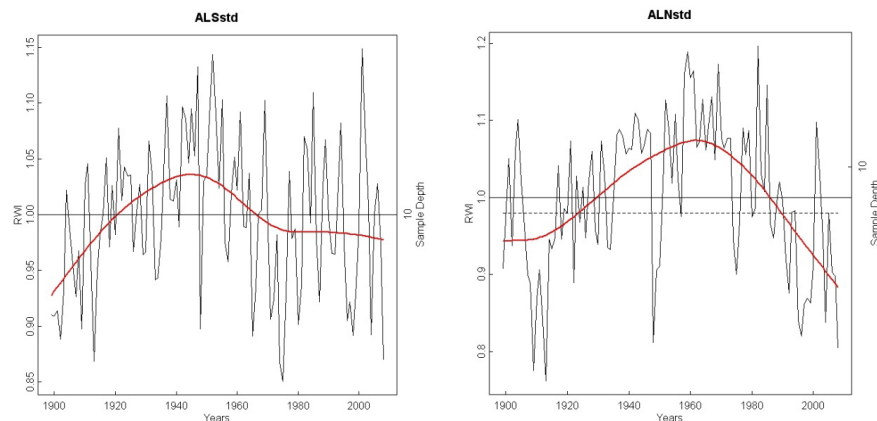


Abb. 8: Verlauf des jährlichen Jahrringwachstums aller Bäume in Süd-exponierten (links) und Nord-exponierten (rechts) Beständen von subalpinen (> 1600 m.ü.M.) dichten Wäldern in der Schweiz.

Trotz der hohen Totholzanteile (20-50%) in den untersuchten dichten subalpinen Beständen in der Schweiz, konnte sich in diesen Flächen bisher kaum Verjüngung etablieren, da die Bestände noch immer zu dicht sind. Wachstumskurven toter Bäume zeigen vom Anfang ihres Lebens an geringere Zuwächse als noch lebende Bäume, die sich etwa zur selben Zeit verjüngt haben. Diese Bäume „versuchten“ in der Folge dann aber diesen Nachteil auszugleichen und die obere Baumschicht zu erreichen, zeigten dann aber ab 40-60 Lebensjahren deutlich geringere Wachstumsraten. Vergleichsplots von subalpinen Fichtenwäldern im Bulgarischen Naturwaldreservat Parangalitsa (Panayotov et al. 2011) waren älter und temperaturbedingt schneller in den Entwicklungsprozessen. Die Wälder dort sind bereits seit rund 150 Jahren in einer Phase mit grosser gegenseitiger Konkurrenz und lassen vermuten, dass die 100-150 Jahre alten Schweizerischen Wälder zumeist noch in einem relativ frühen Stadium der Selbstdifferenzierung sind und dass noch mehrere Jahrzehnte vergehen können, bis diese Phase von einer Wiederverjüngungsphase abgelöst wird. Der Verlauf der Jahrringbreiten zeigt zudem ein unterschiedliches Bild von Süd-exponierten Beständen, die eher trockenheitslimitiert sind im Vergleich zu Nord-exponierten Beständen, die eher wärmelimitiert sind (Abb. 8). In Süd-exponierten Wäldern steigt das Jahrringwachstum in den ersten Lebensjahrzehnten stärker an als in Nord-exponierten Wäldern. Das Jahrringwachstum kulminiert an Südhängen nach etwa 40 Jahren und somit durchschnittlich ca. 20 Jahre früher als an Nordhängen, verlangsamt sich dann für etwa 20 Jahre bevor die Mortalitätsrate stark ansteigt und sich das Jahrringwachstum auf einem Niveau „einpendelt“. In Nord-exponierten Wäldern nimmt das Jahrringwachstum noch immer ab, obwohl seit dem Kulminationspunkt ca. 50 Jahre vergangen sind.



Abb. 9: Selbstdifferenzierungsphasen in subalpinen Fichtenwäldern in der Schweiz (Klosters, links) und in Bulgarien (Parangalitsa Waldreservat, rechts).

Die Auswirkungen klimatischer Einflüsse sind somit zurzeit sehr stark von konkurrenzbedingten Mortalitätsprozessen überlagert. Allerdings kann man anhand unterschiedlicher Entwicklungen an Nord- bzw. Südhängen einen Einfluss des Klimawandels erahnen. Wälder an nördlich exponierten Hängen entwickeln sich zurzeit so, dass mittelfristig möglicherweise ähnliche Zustände erreicht werden, wie wir sie heute an stärker südlich exponierten Hängen vorfinden. An Süd-exponierten Hängen besteht hingegen wahrscheinlich der grössere Druck, dass sich Baumartenanteile und die Baumarten in den Höhenstufen verschieben, wobei insbesondere Buche, Fichte und Lärche nach oben wandern und weiter unten an den Verbreitungsgrenzen von anderen Baumarten ersetzt werden (vgl. Kap. 1.6). Allerdings sind diese Verschiebungsprozesse ohne grossflächige Störungen oder forstliche Eingriffe sehr langsam und könnten beispielsweise durch eine kältere Phase weiter verlangsamt oder gar gestoppt werden. Eine erhöhte Mortalität kann somit wahrscheinlich vorerst nur unter extrem trockenen Bedingungen wie zum Beispiel im Fall der Waldföhren im Wallis direkt in Zusammenhang mit erhöhter Trockenheit gebracht werden (Bigler et al. 2006). In weniger trockenen Regionen spielen klimatische Einflüsse zunächst eine untergeordnete Rolle, wobei sich extreme Trockenjahre beschleunigend auf Selbstdifferenzierungsprozesse auswirken können (Krumm et al. 2012). Für die Zukunft kann in Analogie zu den älteren osteuropäischen Naturwäldern erwartet werden, dass diese Selbstdifferenzierungs- und Mortalitätsprozesse insbesondere in Gebirgsfichtenwäldern in den nächsten Jahrzehnten nochmals deutlich zunehmen, ohne dass in diesen Beständen eine nennenswerte Verjüngung stattfindet. Unter Annahme eines Szenarios, welches auch erhöhte Trockenheit einschliesst, können sich die Mortalitätseffekte insbesondere in südexponierten und wärmeren Fichtenstandorten zusätzlich verstärken und dort die langfristige Schutzwirkung der Bestände örtlich beeinträchtigen. Gegen grossflächige, trockenheitsbedingte Mortalitätsercheinungen in höher gelegenen (subalpinen) Gebirgswäldern sprechen hingegen topographische und kleinstandörtliche Unterschiede sowie nutzungsbedingt unterschiedliche Waldstrukturen und Entwicklungsstufen auf relativ kleinem Raum.

Beim stark steigenden Flächenanteil mit dichten, homogenen Gebirgswäldern und mit zunehmender Gefährdung durch Sommertrockenheit stellt sich verstärkt die Frage, inwiefern und in welchem Stadium Durchforstungen zur Erhöhung der Störungsresistenz und Verminderung von Trockenstress beitragen können. Eine Verminderung von Trockenstress durch Durchforstungen konnte für Föhrenwälder im Wallis (Giuggiola et al. in review, Rigling et al. in review) sowie für dichte, homogene und relativ trockene Tieflagenfichtenwälder ausserhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes gezeigt werden (Kohler et al. 2010), wobei noch kaum erforscht ist, inwiefern dies auch für höher gelegene und weniger trockenheitsgefährdete Standorte gilt. Durchforstungen von Nadelwäldern sind generell vor allem in jüngeren Beständen wirksam (Brang et al. 2008). In Gebirgsnadelwäldern bedeutet dies, dass Durchforstungen (bzw. Rottenpflege in der subalpinen Stufe) erfolgen sollten, bevor es zu grossflächiger Konkurrenz zwischen den Bäumen und markanten Selbstdifferenzierungsprozessen und Kronenverkürzungen kommt (vgl. Zeller 1994). Bachofen und Zingg (2005) konnten zeigen, dass Durchforstungen zwar auch in dichten und noch jungen Aufforstungen (57-73 jährig, Deckungsgrad 90-100%) sowie einem 140 jährigen noch langkronigen Baumholz (60% Deckungsgrad) noch eine Erniedrigung des h/d Wertes und damit im Vergleich zu unbehandelten Flächen eine potentielle Erhöhung der Störungsresistenz bewirkten. Sobald der Zeitpunkt rasch steigender Konkurrenz zwischen den Bäumen überschritten wurde (in Abb. 8 nach dem "Jahrringwachstumsbuckel"), werden Durchforstungen im Sinne einer Erhöhung der Störungsresistenz aber zunehmend weniger wirksam, da die Kronenlängen immer mehr abnehmen und die Bäume in dieser Zeit konkurrenzbedingt überproportional in Höhenwachstum statt in Stabilität investieren. In welchen Fällen während dieser Periode der intensiven Konkurrenz und vor der natürlichen Bestandeseerneuerung trotzdem Verjüngungshiebe stattfinden sollen, hängt nebst wirtschaftlichen Faktoren insbesondere davon ab, ob durch frühzeitige Förderung der Vorverjüngung die Resilienz bezüglich grossflächigen Störungen wesentlich erhöht werden kann, ohne dass die aktuelle Schutzwirkung damit wesentlich beeinträchtigt wird. Im Hinblick auf eine bestmögliche Klimaanpassung besteht ein zusätzlicher Vorteil von grösseren Verjüngungshieben in solchen Fällen darin, dass im Vergleich zu kleineren Eingriffen eine grössere Vielfalt von Licht- und Wasserverhältnissen geschaffen wird, womit für Baumarten mit unterschiedlichen Ansprüchen Nischen geschaffen werden können (Brang et al. 2008).

1.6 Totholz

Nebst der allgemeinen Vorratzzunahme war insbesondere der sehr starke Anstieg des Totholzanteils seit der zweiten LFI-Inventur auffallend. Insgesamt stieg der Anteil an dürrer Holz gesamtschweizerisch um mehr als 80% (Brändli 2010). Am stärksten war der Totholzanstieg in hochmontanen und tiefsubalpinen Lagen, wo fast 10% des stehenden Holzes tot ist (Abb. 10). In tieferen Lagen (vor allem wegen stärkerer Holznutzung) und höheren Lagen (meist jüngere Wälder und noch weniger Selbstdifferenzierung) ist der Anteil an Totholz entsprechend kleiner. Der Anteil an Totholz ist gleichermassen in bewirtschafteten wie auch in nicht bewirtschafteten Wäldern gestiegen, wobei unbewirtschaftete Gebirgswälder oberhalb von 1000 m.ü.M. bei der letzten LFI-Inventur etwa 25% höhere Totholzanteile aufwiesen. Der Totholzanteil war ausserdem höher in weniger steilen Wäldern als in Steilhängen (über 30°) und höher in N-exponierten Wäldern im Vergleich zu S-exponierten.

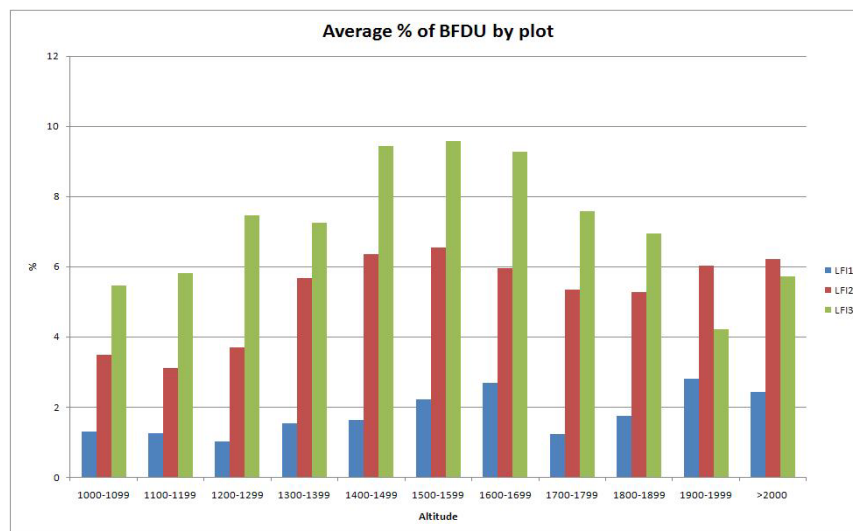


Abb. 10: Totholzanteil (%) in verschiedenen Höhenstufen (blau: LFI1, rot: LFI2, grün: LFI3). Da die Methodik nach dem LFI1 sich änderte, können die Werte von der LFI1 Inventur bezüglich Totholz nicht direkt mit den Werten der beiden anderen Inventuren verglichen werden. Datenherkunft: WSL (2010)

Mit Bezug zur Schutzwirkung der Wälder unter dem Einfluss des Klimawandels ist dieser starke Totholzanstieg der letzten Jahrzehnte in dreifacher Hinsicht sehr relevant: (1) Totholz leistet im Vergleich zu lebenden Bäumen weniger Widerstand gegenüber Schneebewegungen und Steinschlag und verändert auch die Bodenrauhigkeit. Mit zunehmender Zersetzungsdauer nehmen sowohl Widerstände wie auch Wirkhöhen von totem Holz ab (diese Aspekte werden ausführlich im Kap. 2 analysiert und diskutiert); (2) Frisches Totholz mit grossem Anteil an Feinmaterial wie Zweigen und Ästen kann als gut brennbares Material zur Erhöhung der Waldbrandgefährdung und in den ersten Jahren nach dem Absterben auch zur Erhöhung der Borkenkäfergefährdung beitragen, vgl. Kap. 4; (3) Zersetztes Totholz ist bekanntlich ein gutes Substrat für die Verjüngung, insbesondere für die Fichte. Im Hinblick auf erwartete erhöhte Sommertrockenheit durch weniger Sommerniederschläge und früheres Ausapern sind insbesondere die positiven physikalischen Wirkungen in Bezug auf den Wassergehalt des Bodens und eine verzögerte Evaporation in Trockenheitsperioden relevant (Eichrodt 1969). Eine positive Wirkung von Moderholz für die Verjüngung wurde bisher vor allem für die Fichte und insbesondere nach einer Vermoderungszeit von mehr als 40 Jahren nachgewiesen (Ott et al. 1997, Zielonka 2006, Bace et al. 2012). Das heisst, der verstärkte Totholzanstieg der letzten 30 Jahre sollte in den nächsten Jahrzehnten zunehmend als verjüngungsgünstiges Substrat in fichtendominierten Wäldern wirken und dort dem negativen Effekt von erhöhter Sommertrockenheit zumindest teilweise entgegenwirken bzw. die Konkurrenz zur subalpinen Hochstaudenflur zu Gunsten junger Fichten beeinflussen.

1.7 Baumarten

Zwischen den Inventurperioden des LFI1 und LFI3 hat sich der Anteil verschiedener Baumarten an der Gesamtgrundfläche verändert. Da bei solchen Änderungen nebst klimatischen Gründen verschiedene andere Faktoren (insbesondere die frühere Nutzung und Störungsgeschichte) eine grosse Rolle spielen, kann daraus

nicht direkt auf Klimaeffekte geschlossen werden. Die Darstellung von Höhengradienten solcher Veränderungsprozesse soll aber aufzeigen, inwiefern diese in eine Richtung gehen, welche wir auch aufgrund der stattfindenden Klimaerwärmung erwarten können.

Die für den Lawinenschutzwald wichtigsten Baumartenverschiebungen werden für die Fichte erwartet, und zwar sowohl am oberen wie auch am unteren Rand ihres Vorkommens. Tatsächlich hat sich der Fichtenanteil (in % Grundflächen) vor allem am oberen Rand ihres Verbreitungsgebiets auf insgesamt 598 LFI-Waldprobeflächen erhöht und in 716 Flächen (vor allem am unteren Rand ihres Verbreitungsgebiets) erniedrigt (Abb. 11, Tab. 1). Die Zunahme der Fichte oberhalb 2000 m.ü.M. ging zu einem grossen Teil auf Kosten der Lärche. In den Höhenstufen von 1400 - 2000 m.ü.M. zeigt die Fichte insbesondere in offenen lärchendominierten Beständen die stärksten Grundflächenzunahmen. Oberhalb von 2000 m.ü.M. ist es umgekehrt; dort hat die Lärche im Vergleich zur Fichte stärker zugelegt. (Abb. 15). Die relativ frostempfindliche Fichte wird im Waldgrenzbereich in den kontinentalen Gebieten noch sehr stark durch einzelne Frostereignisse eingeschränkt (Schönenberger 1975), kann aber im Schutz der Lärche offenbar auch in grösseren Höhen relativ gut aufkommen. Lärchen werden entsprechend von der Fichte zunehmend nach oben verdrängt und „klassische“ Lärchenweidewälder, welche früher noch aktiv gefördert wurden, sind deutlich seltener geworden (vgl. auch Genries et al. 2009). Nahe der Waldgrenze hat die Lärche vor allem aus 3 Gründen das grösste Potential als Pionierbaumart neue Flächen in schutzwirksame Wälder umzuwandeln: (1) Mit ihren kleinen Samen wird sie leicht verbreitet und kann, falls die Ansamung nicht durch Vegetationskonkurrenz oder dicke Streuschichten verhindert wird, in einem breiten Standortsspektrum aufwachsen. (2) Im Gegensatz zu anderen Koniferen kann sie von ansteigenden CO₂-Konzentrationen profitieren (Dawes et al. 2011) und, (3) ihre Verbreitung wird weniger durch Schneepilze und Schneebewegungen eingeschränkt (Barbeito et al. 2012). Die Arve wird, insbesondere dort wo der Schnee früher ausapert und die Sommer trockener werden, weniger stark durch Schneepilze befallen. Ihre Ausbreitung ist aber auf Kleinstandorte beschränkt, welche für sie günstig sind. Auch die Bergföhre kann, wenn sie überhaupt vorkommt, im Waldgrenzbereich von wärmeren und trockenen Bedingungen eher profitieren (Dawes et al. 2011).

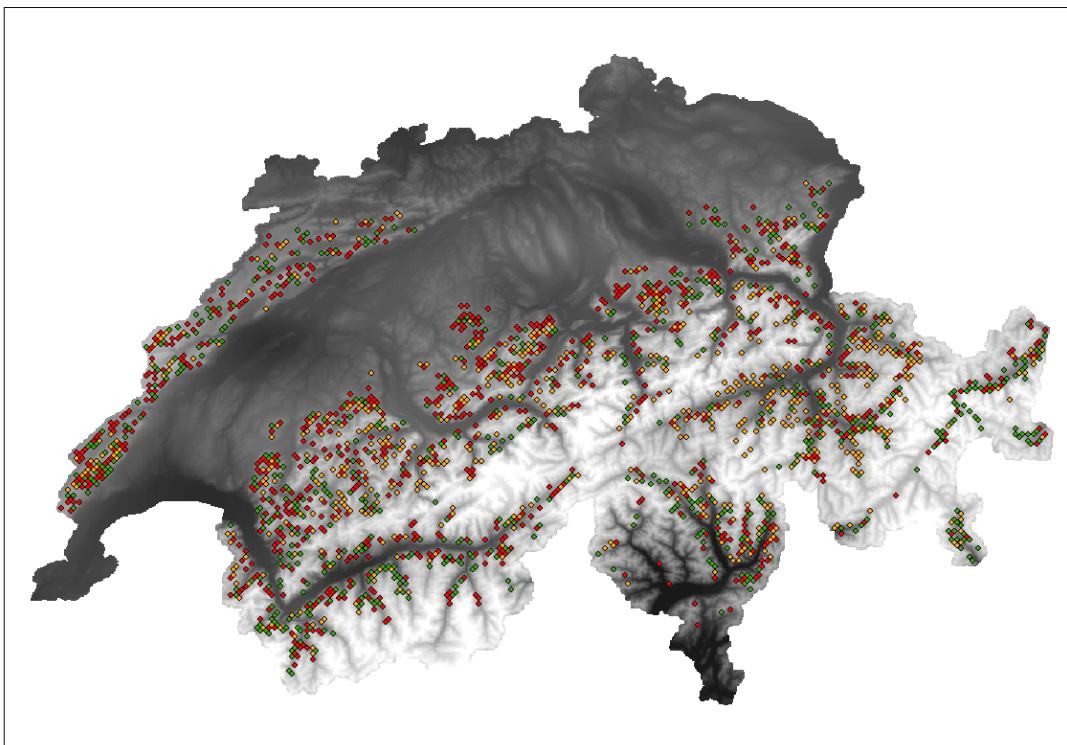


Abb. 11: Veränderung des Fichtenanteils in LFI-Aufnahmeflächen zwischen LFI1 und LFI3. Rote Punkte repräsentieren Grundflächenzunahmen, grüne Punkte Grundflächenabnahmen der Fichte, gelbe Punkte bedeuten konstante GF der Fichte. Datenherkunft: WSL (2010)

Eine Abnahme des Fichtenanteils erfolgte am häufigsten zu Gunsten von Weisstanne und Buche (Tab.1). Die Tanne hat in Höhenlagen bis 1800 m.ü.M. am stärksten an Grundfläche zugenommen. Im Höhenbereich zwischen 1000-1800 m.ü.M. gewann die Tanne auf 622 Flächen an Grundfläche und nahm nur auf 183 Flächen ab. Bei den Flächen mit Tannenausbreitung können dabei keine bestimmten regionalen Muster festgestellt werden (Abb. 12), sodass vor allem lokal unterschiedliche Wilddichten und Bodentypen sowie die jeweilige Nutzungs- und Störungsgeschichte bestimmten, wo die Bedeutung der Tanne zunimmt (vgl. auch Engesser et al. 2000, Streit und Heiri 2012). Eine Ausbreitung der Tanne in höhere Lagen (bis über 2000 m.ü.M. im Bereich der aktuellen Waldgrenze) konnte auch in den französischen Westalpen beobachtet werden (Chauchard et al. 2010). Dendroökologische Analysen haben dort aufgezeigt, dass seit ca. 1950 eine starke Ausbreitung der Weisstanne erfolgte und bisher stärker durch Landnutzungswandel (weniger Waldweide und deshalb Begünstigung der Tanne im Vergleich zur Lärche) als durch Temperaturerhöhung erklärt werden kann (Chauchard et al. 2010). Die Veränderung des Tannenschwerpunktes in höhere Lagen, insbesondere auf Kosten der Fichte, ist zum grössten Teil darauf zurückzuführen, dass oberhalb von 1000 m.ü.M. der Fichtenzuwachs zwischen LFI2 und LFI3 fast vollständig genutzt oder von Borkenkäfer und Windwurf zerstört wurde, während der Tannenvorrat nur etwa zur Hälfte genutzt wurde (Auswertung U-B Brändli 2012). Es zeigt aber auch auf, dass die Tanne bei fortschreitender Erwärmung auf den ihr zusagenden Standorten und bei angemessenen Wilddichten ein grosses Potential hat, Fichtenreinbestände zu verhindern. Eine entsprechend stärkere Durchmischung von Fichtenwäldern mit der Tanne ist sowohl aus der Sicht des direkten Naturgefahrenschutzes wie auch im Hinblick auf eine Abschwächung negativer Auswirkungen durch grossflächige Störungen von grösster Bedeutung für den Schutzwald. Daher sollten in Zukunft Standorte, welche früher aus Gründen der Frostgefährdung nicht als typische Tannenstandorte galten, wieder als solche in Betracht gezogen und gegebenenfalls gefördert werden. Allerdings werden der Tanne bei einem wärmeren Klima auch Grenzen gesetzt sein, vor allem dort wo nicht ausreichend Bodenwasser vorhanden ist und Jahresniederschläge (bei erhöhter Sommertrockenheit) unter ca. 800 mm/Jahr fallen. Da die zukünftige Erniedrigung der Sommerniederschläge viel unsicherer ist als die erwartete Temperaturerhöhung, scheint eine Förderung der Tanne und ein vermehrtes Experimentieren mit ihr auf bisherigen Tannengrenzstandorten, wo immer möglich, lohnenswert.

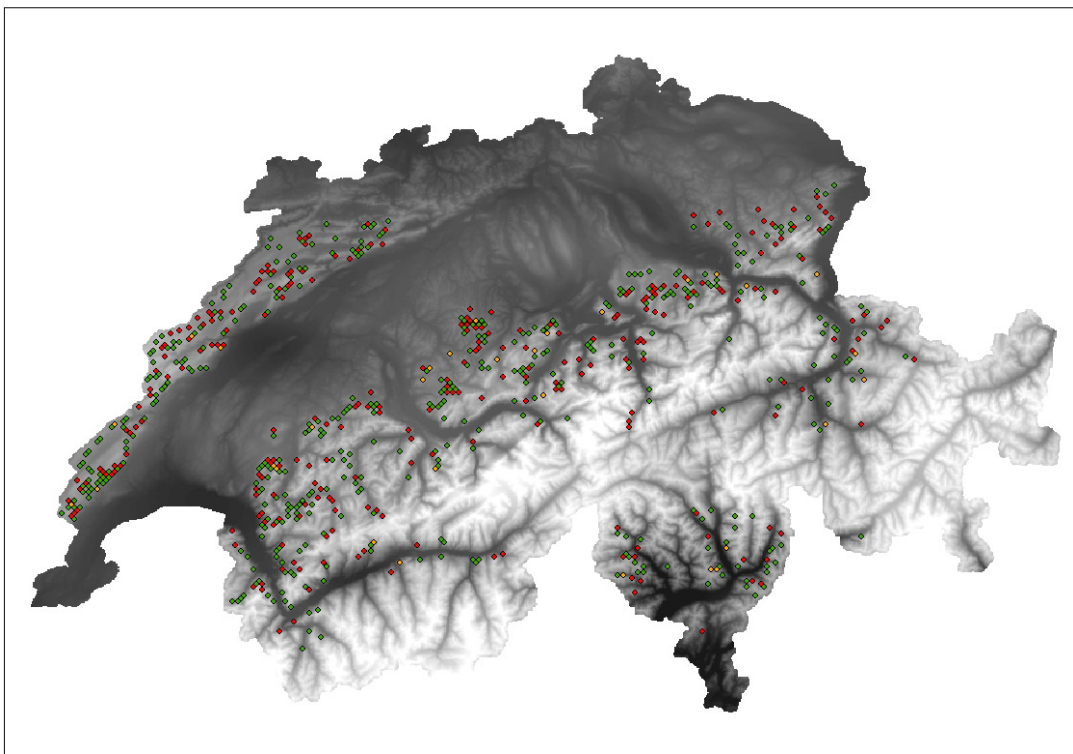


Abb. 12: Veränderung des Tannenanteils in LFI-Aufnahmeflächen zwischen LFI1 und LFI3. Rote Punkte repräsentieren Grundflächenzunahmen, grüne Punkte Grundflächenabnahmen der Tanne, gelbe Punkte bedeuten konstante GF der Tanne. Datenherkunft: WSL (2010)

Ähnlich wie die Tanne, konnten die Buche und auch der Bergahorn seit dem LFI1 gegenüber der Fichte an Grundfläche zunehmen (Abb. 13). Im Vergleich zur Tanne und dem Bergahorn, war die Buche in der Höhengrenzausbreitung etwas stärker limitiert, insbesondere zwischen 1000 und 1400 m.ü.M. nahm die Buchengrundfläche gegenüber der Fichte aber zu (Abb. 17). Auch diese Veränderung ist zum grössten Teil auf die stärkere Nutzung und störungsbedingte Mortalität der Fichte zurückzuführen. Sie deutet aber auch darauf hin, dass die Buche sich relativ gut an die Klimaerwärmung anpassen kann (vgl. Bolte 2005). Auf trockene Hitzesommer wie der 2003-Sommer reagiert die Buche mit verfrühtem Blattfall und Zuwachseinbussen (Zingg und Brang 2003). Allerdings zeigt die Buche eine relativ ausgeprägte Erholungsfähigkeit, zumindest solange solche Hitzesommer nicht die Regel werden. Bezüglich der nachhaltigen Schutzfunktion bringt eine vermehrte Mischung durch Buche, Bergahorn und andere Laubbaumarten auf Kosten der Fichte zukünftig mehr Vorteile als Nachteile: Zwar wird die Schutzfunktion gegenüber Waldlawinen (insbesondere Nassschneelawinen) bei einer weiteren Zunahme von Laubhölzern in grössere Höhen abnehmen, was insbesondere in gleitschneegefährdeten Gebieten (südlich exponierte Hänge mit geringer Bodenrauigkeit) zu beachten und mit entsprechenden waldbaulichen Massnahmen zu behandeln ist (vgl. Waldlawinenprofil Laubwald, NAIS sowie Kap. 2 dieses Berichts). Die Vorteile einer grösseren Baumartenmischung in bisher reinen Fichtenwäldern sind aber im Hinblick auf eine nachhaltige Schutzfunktionserfüllung und geringere Störungsanfälligkeit höher zu gewichten. Die Waldföhre hat insgesamt in mehr Flächen Grundflächenanteile verloren, als dass sie gewonnen hat (Tab. 1). Da die Föhre vielfach auf Grenzstandorten zu finden ist und sensibel auf erhöhte Trockenheit reagiert, ist das Veränderungsmuster der Föhre seit dem LFI1 trotz der relativ geringen Anzahl an Flächen eindrücklich (Abb. 14).

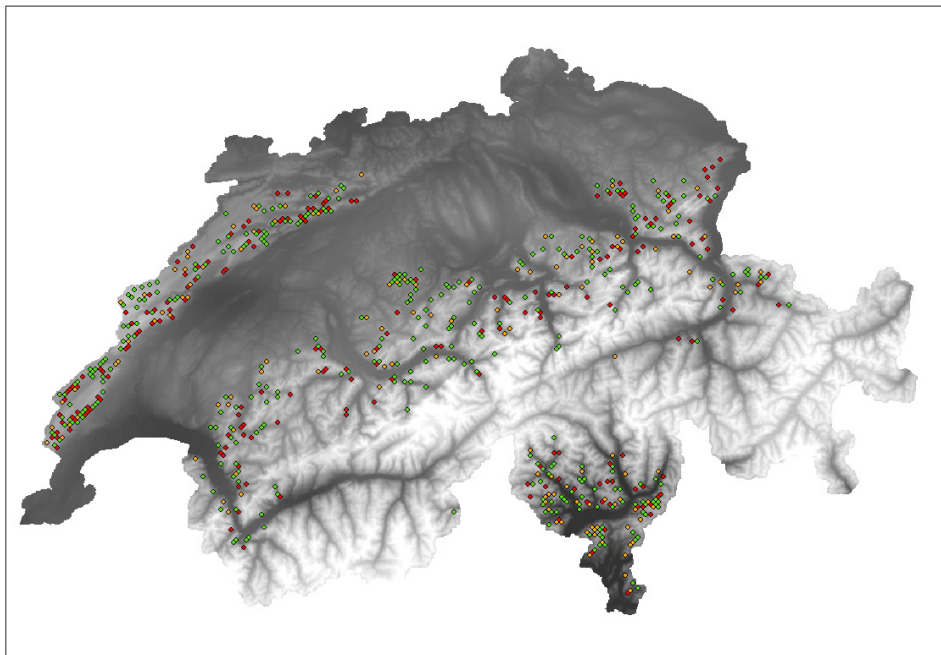


Abb. 13: Veränderung des Buchenanteils in LFI-Aufnahmeflächen zwischen LFI1 und LFI3. Rote Punkte repräsentieren Grundflächenzunahmen, grüne Punkte Grundflächenabnahmen der Buche, gelbe Punkte bedeuten konstante GF der Buche. Datenherkunft: WSL (2010)

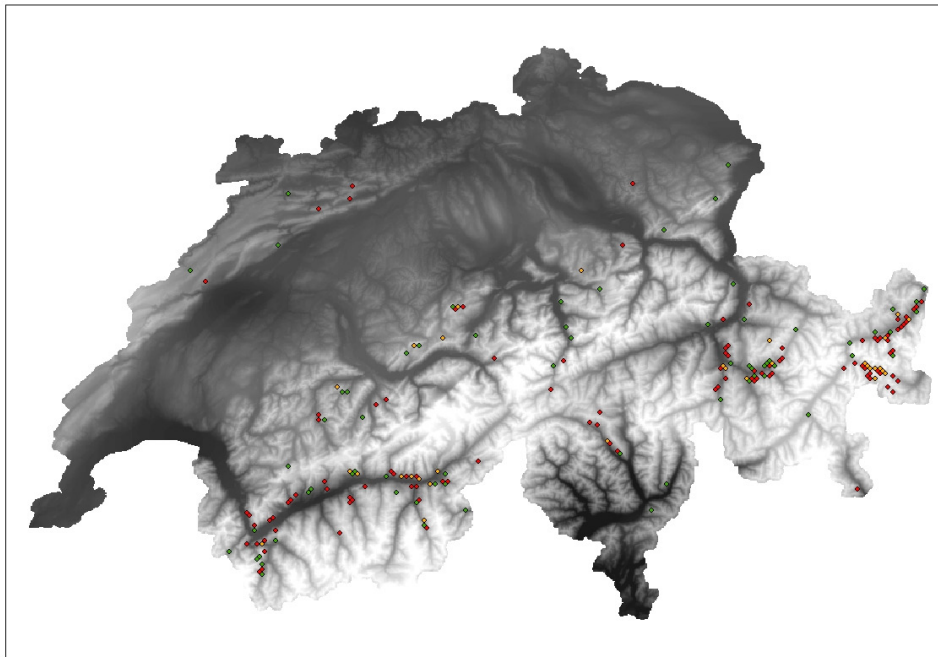


Abb. 14: Veränderung des Föhrenanteils in LFI-Aufnahmeflächen zwischen LFI1 und LFI3. Rote Punkte repräsentieren Grundflächenzunahmen, grüne Punkte Grundflächenabnahmen der Föhre, gelbe Punkte bedeuten konstante GF der Föhre. Datenherkunft: WSL (2010)

Tab. 1: Veränderungen von Grundflächen der wichtigsten Baumarten oberhalb von 1000 m.ü.M. von LFI1-3. Datenherkunft: WSL (2010)

Baumart	Anzahl Flächen LFI1	Anzahl Flächen mit %- GF-Abnahme	Anzahl Flächen mit %- GF-Zunahme
Fichte	2014	716	598
Tanne	626	183	622
Föhre	189	95	61
Lärche	620	238	234
Arve	127	43	64
Übrig. NH	14	8	10
Buche	578	181	318
Ahorn	302	107	211
Esche	82	36	53
Eiche	26	14	11
Kastanie	9	5	6
Übrig. LH	392	197	190

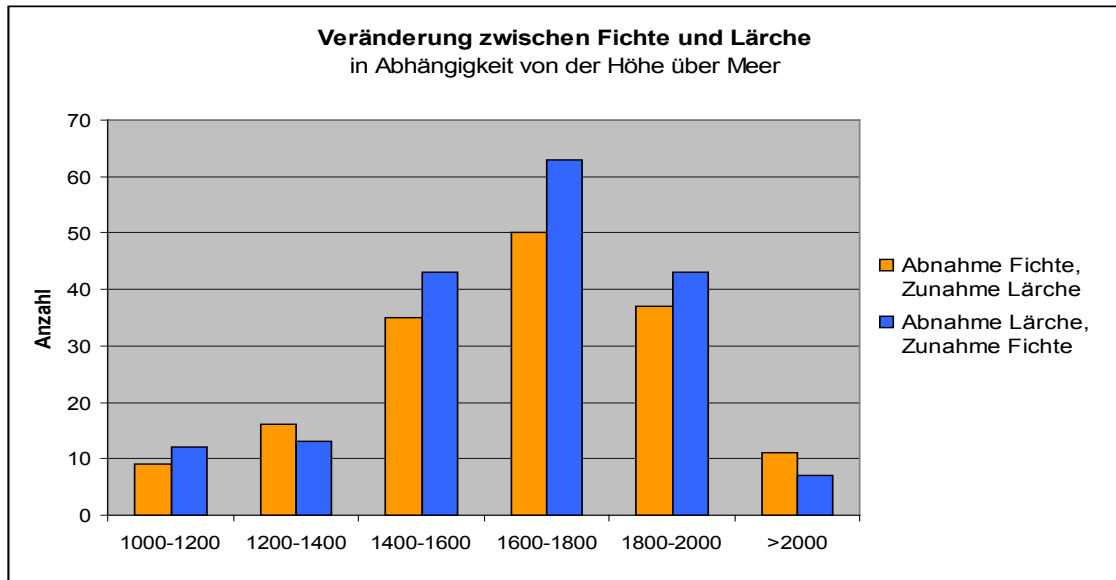


Abb. 15: Anzahl von LFI-Waldprobeflächen oberhalb 1000 m.ü.M., auf welchen die Fichte auf Kosten der Lärche zugenommen hat (blaue Balken) und wo die Lärche auf Kosten der Fichte zugenommen hat (orange Balken), aufgetragen für verschiedene Höhenstufen. Datenherkunft: WSL (2010)

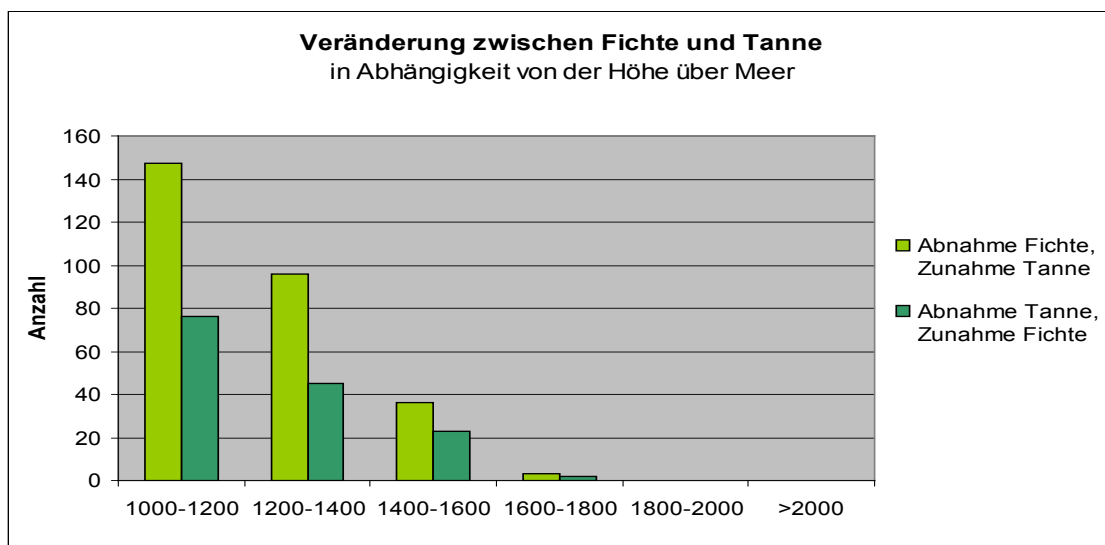


Abb. 16: Anzahl von LFI-Waldprobeflächen oberhalb 1000 m.ü.M., auf welchen die Tanne auf Kosten der Fichten (hellgrüne Balken), bzw. die Fichte auf Kosten der Tanne (dunkelgrüne Balken) zugenommen hat in Abhängigkeit der Höhenstufe. Datenherkunft: WSL (2010)

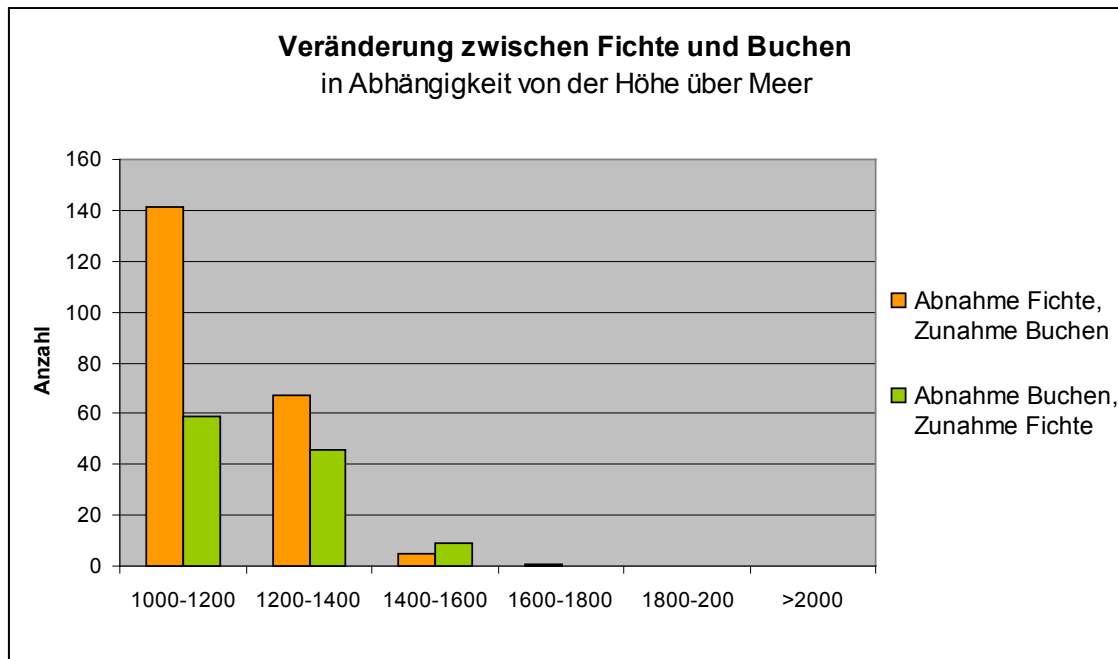


Abb.17: Anzahl von LFI-Waldprobeflächen oberhalb 1000 m.ü.M., auf welchen die Fichte auf Kosten der Buche abgenommen hat (orange Balken), bzw. von Flächen auf welchen die Abnahme von Buchen auf Kosten der Fichte stattgefunden hat (grüne Balken), in Abhängigkeit der Höhenstufe. Datenherkunft: WSL (2010)

1.8. Fazit zu Kapitel 1: Retrospektive Analysen

1: Retrospektive Analysen widerspiegeln Waldveränderungen, welche sowohl eine Folge von Nutzungsänderungen wie auch Klimaschwankungen der Vergangenheit und Wechselwirkungen zwischen diesen beiden Faktorenkomplexen sind (vgl. Rigling und Wohlgemuth 2012). Es ist deshalb auch mit grossen, repräsentativen Datensätzen nicht möglich, die sich in den letzten 3 Jahrzehnten verstärkt abzeichnende Klimaerwärmung von anderen Einflussgrössen zu trennen. Retrospektive Analysen zeigen aber auf, unter welchen walddynamischen Rahmenbedingungen der Klimawandel wirkt. Sie geben auch Hinweise darauf, welche Trends in eine Richtung gehen, welche zumindest zum Teil durch den Klimawandel erklärt werden können und welche dieser Trends sich entsprechend bei fortschreitendem Klimawandel noch verstärken dürften.

2: Das rasche Einwachsen von neuen Waldflächen im Gebirge ist bisher zum grössten Teil auf Extensivierungen in der Landwirtschaft zurückzuführen. Allerdings wird die Geschwindigkeit der Prozesse mit zunehmender Klimaerwärmung beschleunigt. Durch neu einwachsende Bestände kann sich die Fläche mit wirksamem Lawinenschutzwald vergrössern. Eine grosse Herausforderung besteht somit darin, die Waldentwicklung von einwachsenden Beständen, die häufig gleichaltrig sind und in Zukunft zur Einschichtigkeit tendieren, so zu steuern, dass langfristig nicht grossflächig neue Problembestände entstehen.

3: Dichtezunahmen ehemals offener Gebirgswäldern in den letzten 20 Jahren und die Höhenabhängigkeit dieser Entwicklung weisen auf einen steigenden Einfluss der Klimaerwärmung hin. Bestandesdichtezunahmen von bisher offenen subalpinen Wäldern laufen im allgemeinen viel rascher ab als die relativ langsamen Prozesse weiter oben an der Waldgrenze und führen in vielen temperaturlimitierten Gebirgswäldern zu einer Verbesserung der Schutzwirkung. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass die Schutzwirkung vielfach genau dort nicht besser wurde, wo sie am wichtigsten ist. Zudem müssen die Nachteile von weiteren Dichtezunahmen richtig eingeordnet werden. Ohne verstärkte Gegenmassnahmen werden fortschreitende Vorratszunahmen dazu beitragen, dass sich sowohl die Anfälligkeit auf grossflächige Störungen wie auch die Resilienz gegenüber solchen Störungen erhöht (vgl. Kap. 2).

4: Die Entwicklung bereits dichter Wälder wird von kleinflächigen Konkurrenzprozessen dominiert. Retrospektive Daten geben bisher keine Hinweise darauf, dass die Klimaerwärmung zu grossflächigen Mortalitätsprozessen führt, welche die Lawinenschutzfunktion deutlich schwächt. Die grösste Gefahr für dichte einschichtige Schutzwälder im Zusammenhang mit dem Klimawandel stellen somit nicht die direkten Folgen (Temperatur und Trockenheit) sondern verstärkt auftretende Störungen durch indirekte Faktoren wie Borkenkäfer, Windwurf, Feuer und Schneebruch dar (vgl. Kap. 2).

5: Der Totholzanteil in Schutzwäldern ist in den letzten Jahrzehnten stark gestiegen und wird wahrscheinlich weiterhin stark steigen. Dies hat sowohl positive als auch negative Auswirkungen auf die langfristige Schutzwirkung von Gebirgswäldern. Die Stabilität stehender toter Bäume ist geringer und die Schutzwirkung liegender toter Bäume nimmt mit steigendem Zersetzungsgrad ab (vgl. Kap. 3). Jedoch verbessert Totholz längerfristig die Substratbedingungen und die Wasserverfügbarkeit und ermöglicht es jungen Bäumen, sich durch Verjüngung auf Moderholz gegen krautige Vegetation durchzusetzen. Bei der Bewertung der zurzeit ablaufenden Totholzentwicklung in Bezug auf den Naturgefahrenschutz müssen die sehr grossen regionalen und lokalen Unterschiede der Abbaugeschwindigkeiten (je nach Baumarten, Todesursache, Kontinentalität, Exposition, Höhenlage und Kronenbedeckung) und Dispositionen gegenüber natürlichen Störungen (insbesondere Waldbrand) berücksichtigt werden. Dabei besteht noch erheblicher Forschungsbedarf.

6: Grundsätzlich haben sich die Baumartenanteile in den letzten 20 Jahren in eine Richtung verändert, wie wir sie aufgrund des wärmer werdenden Klimas erwarten. Allerdings deuten die bisher

feststellbaren Veränderungen auf LFI-Probeflächen auf eher langsame prozentuale Verschiebungen von Artanteilen hin, wobei nebst klimatischen Faktoren insbesondere Bewirtschaftungsänderungen und Störungen (Windwurf, Borkenkäfer) einen sehr grossen Einfluss haben. Der Trend in Richtung Erhöhung von Tannen- und Laubbaumanteilen in deren oberen Verbreitungsbereichen, ist im Hinblick auf die hohe Störanfälligkeit reiner Fichtenwälder wo immer möglich zu fördern. Subalpin wird die Fichte allerdings auch in den nächsten Jahrzehnten an den meisten Standorten die dominierende Baumart bleiben, da die Prozesse dort trotz verstärkter Dynamik immer noch relativ langsam ablaufen und einzelne Extremereignisse (z.B. Frost, Schneebruch) die Ausbreitung wärmeliebender Baumarten auch weiterhin limitieren werden.

7: Die in retrospektiven Analysen festgestellten Änderungen in Struktur und Artzusammensetzung von Gebirgswäldern können zu einem grossen Teil walddeschichtlich/bestandesdynamisch erklärt werden und erfordern daher keine grundsätzlichen Änderungen bei der Schutzwaldbewirtschaftung. Zusätzliche Herausforderungen stellen aber die zusätzlichen Waldzunahmen und Verdichtungsprozesse insbesondere in höheren Lagen dar.

2. Szenarien

Das Ziel dieses Kapitels ist es, einen kurzen Überblick über Szenarien zu geben, welche relevant sind für die Veränderung der Schutzwälder in der Schweiz und diese mit eigenen grossflächigen Szenarien zu ergänzen, welche auf retrospektiven Analysen (Kap. 1) basieren. Zusammen mit anderen Forschungsergebnissen in- und ausserhalb des Programms „Wald und Klimawandel“, sollen synthetisierende Aussagen zur Entwicklung und zur Veränderung der Schutzwirkung von Schweizer Gebirgswäldern in den nächsten Jahrzehnten abgeleitet werden.

2.1. Klima, Schnee und Witterung

Gemäss den Szenarien von CH2011 (2011), welche dem Forschungsprogramm Wald und Klimawandel zugrunde liegen, wird das zukünftige Klima – vor allem in den Sommermonaten – im Vergleich zu heute wärmer und trockener. Bei Annahme des A1B-Emissionsszenarios¹ ist für die Schweiz im Vergleich zur Periode 1980-2009 bis zur Periode 2020-2049 mit einer weiteren Erwärmung von rund 0.9-1.4°C, bis 2070-2099 von bereits 2,7-4,1°C zu rechnen (CH2011 (2011), zusammengefasst in Tab. 2). Die Erwärmung ist konsistent für alle Jahreszeiten, Regionen und Emissionsszenarien und sie hängt bis etwa 2035 auch kaum vom gewählten Emissionsszenario ab, wohingegen für die Zeit nach ca. 2070 das Emissionsszenario eine sehr grosse Rolle spielt. Die Erwärmung wird im Sommer tendenziell etwas stärker als im Winter und in den zentralen und südlichen Landesteilen etwas stärker als im Norden (Kotlarsky 2012). Die Niederschlagsschätzungen sind wesentlich unsicherer als die Temperaturschätzungen, und bis ca. 2040 zeigt sich kein klarer Trend. Während im Winter tendenziell mit leicht ansteigenden Niederschlägen zu rechnen ist, ist im Sommer ab der Mitte des 21. Jh. mit weniger Niederschlägen zu rechnen, insbesondere im Jura, Wallis und Tessin (Kotlarsky 2012). Extreme Witterungsereignisse dürften insgesamt häufiger werden. Gegen Ende des 21. Jahrhunderts dürften sommerliche Hitzewellen häufiger und intensiver werden und länger andauern, während tiefe Wintertemperaturen seltener werden. Sommerliche Trockenperioden dürften ebenfalls häufiger werden (CH2011 (2011)).

Tab. 2: Erwartete Veränderungen aufgrund des A1B-Klimaszenario¹ (welches dem Programm „Wald und Klimawandel“ zugrunde liegt). Quelle: CH2011 (2011) und Bavay et al. (2012)

	Referenzperiode	Referenzgebiet	2020-2049	2070-2099
Sommertemperaturen	1980-2009	Schweiz	+ 0.9-1.4 °C	+ 3.5 – 4.3 °C
Wintertemperaturen	1980-2009	Schweiz	+ 0.9-1.4 °C	+ 2.9-3.5°C
Niederschlag Sommer	1980-2009	Schweiz	Kein Trend	- 18-24%
Niederschlag Winter	1980-2009	Schweiz	Kein Trend	+ 0-20% ²
Schneebedeckungsdauer ³	2001 - 2010	Graubünden	- 2-4 Wochen	- 4-9 Wochen
Sommertrockenheit	Mehr Trockenheitsperioden im Sommer erwartet wegen höherer Verdunstung und früherer Schneeschmelze, aber bisher kein robuster Trend.			
Winterstürme	Aufgrund von prozess-basierten Betrachtungen eher grössere Gefährdung erwartet, aber bisher kein robuster Trend.			
Schneefallextreme	Unklar, Erwärmung und Erhöhung von Winterniederschlägen sind sich konkurrenzierende Faktoren.			

¹ Das A1B-Szenario ist ein „Höheres Emissionsszenario“ das von starkem Wirtschaftswachstum, Einführung effizienterer Techniken, der Nutzung fossiler und erneuerbarer Energien und einem Anstieg der Weltbevölkerung bis Mitte des 21. Jahrhunderts ausgeht.

² Je nach Region verschieden; Niederschlagszunahmen sind vor allem in der Südschweiz zu erwarten.

³ Aufgrund von Bavay et al. (2012)

Bei wärmeren Temperaturen fällt ein grösserer Anteil des Niederschlages als Regen und die Dauer der Schneebedeckung nimmt ab. Trotz sehr grossen jährlichen und dekadischen Variabilitäten vor allem beim maximalen Neuschnee, zeichnen sich unterhalb von 2000 m.ü.M. Trends im Rückgang der Tage mit einer

gewissen Gesamtschneehöhe (> 5 cm, > 30 cm) sowie der Neuschneesumme über das ganze Jahr ab (Meteoschweiz 2009). Bei den maximalen Gesamtschneehöhen sowie der Tage mit Neuschnee sind abnehmende Trends aber weniger klar (Meteoschweiz 2009). Neuste Modelle, welche auf dem A1B-Emissionsszenario sowie Daten von 35 automatischen Wetterstationen im Kanton Graubünden und Modellsimulationen mit dem Programm Alpine3D beruhen, zeigen, dass die Dauer der Schneedecke bis 2050 erst moderat (je ca. 1-2 Wochen früheres Einschneien und Ausapern), bis Ende des 21. Jh. dann aber sehr stark abnimmt (Bavay et al. 2012). Das heisst, dass sich die heute für eine Höhenlage und einen Zeitpunkt bekannte Schneesituation bis Ende des Jahrhunderts um ca. 500 Höhenmeter nach oben verschieben könnte (Marty und Bavay 2012). Die Analysen zeigen auch, dass die Mächtigkeit der Schneedecke (gemessen in Schneewasseräquivalent) generell abnimmt, der Anteil an Regen sowie der Anteil an Nassschneefällen in allen für den Wald relevanten Höhenstufen aber zunimmt.

2.2 .Gesamtschweizerische Waldszenarien aufgrund von Transitionsmodellen

Ziel dieses Vorhabens war es, das Land Use Allocation Model LUCALP (Walz 2006) flächenhaft auf das ganze Schweizer Berggebiet auszuweiten. Das ursprüngliche Modell wurde im Rahmen des NFP48-Projektes ALPSCAPE entwickelt und beschränkt sich auf Simulationen im Raum der Landschaft Davos (Graubünden, Schweiz). Mit einem erweiterten Modell sollen Szenarien simuliert werden, die darüber Aufschluss geben sollten, inwiefern solche Ansätze zur großräumigen Abschätzung von zukünftigen Waldveränderungen und Waldleistungen im Schweizer Berggebiet verwendet werden können. Diese Simulationen beinhalteten folgende Arbeitsschritte:

- (1) Die Daten des ganzen Schweizer Berggebiets wurden im GIS aufbereitet und in das Modell eingelesen. Dabei handelte es sich um die Arealstatistiken von 1979/85 und 1992/97 und alle zusätzlichen Inputdaten, die zur Berechnung der Transitionswahrscheinlichkeiten auf der Basis der gegebenen logistischen Regressionen nötig sind.
- (2) Das Modell LUCALP wurde auf die grössere räumliche Ausdehnung angepasst. Abgedeckt sind damit nun die LFI-Regionen plus Oberengadin und die Landschaft Davos. Da bereits das Generieren der ersten Arrays für das ganze Schweizer Berggebiet die Kapazitäten eines Computers überstieg, wurde das Modell so konstruiert, dass es auf dem grossen Cluster-Server des PIK in Potsdam laufen konnte.
- (3) Das Berggebiet wurde in die 5 LFI Wirtschaftsregionen unterteilt, für die getrennte Landnutzungsnachfragen eingegeben werden können. Dazu werden für den Wald die Produktionsregionen des LFI verwendet. Wie im ursprünglichen LUCALP-Modell wird das Modell dabei durch unterschiedliche Raten für Rückgang intensiver und extensiver Landwirtschaft getrieben. Der Siedlungszuwachs wird basierend auf dem Verhältnis der eingegebenen Rate für die Simulation zur bereits besiedelten Fläche in den einzelnen Gemeinden vorgenommen. Da vor allem im Wallis grosse Flächen wein-, garten- und obstbaulich genutzt werden, wurde eine dritte landwirtschaftliche Nutzungsform ins Modell aufgenommen.
- (4) Modellvalidierungen liegen vor allem für den Zeitraum 1979/85 bis 1992/97 vor, aus denen die Regressionen zugrundeliegenden Datensätze AS79/85 und AS92/97 stammen. Eine weitere Validierung wurde auch mit der neuen Arealstatistik 2004/09 durchgeführt, welche noch nicht für das ganze Schweizer Berggebiet vorliegt. Die Validierungsergebnisse zeigen für die räumliche Verteilung des Rückgangs der Landwirtschaft und die entsprechende Ausdehnung des Waldes sinnvolle Ergebnisse (Abb. 18).

Aufgrund unseres Schwerpunktes auf der Waldentwicklung, wurden die Simulationen bei einer konstanten Siedlungsfläche durchgeführt, der Rückgang der landwirtschaftlichen Flächennutzung wurde dabei linear aus dem Beobachtungszeitraum zwischen der AS79/85 und AS92/97 extrapoliert.

Die Simulationsergebnisse zeigen einen weiteren Zuwachs der Gesamtwaldfläche durch den Rückgang der landwirtschaftlichen Nutzung von rund 17'000 ha für jeden der beiden simulierten Zeitschritte plus 12 und plus 24 Jahre (Abb. 18). Der Zuwachs der Waldfläche wird dabei vor allem durch eine Ausweitung des offenen Waldes und des Gebüschwaldes erzielt, wohingegen das Modell die Fläche des geschlossenen Waldes im Vergleich zum Trend 1985-97 noch überschätzt.

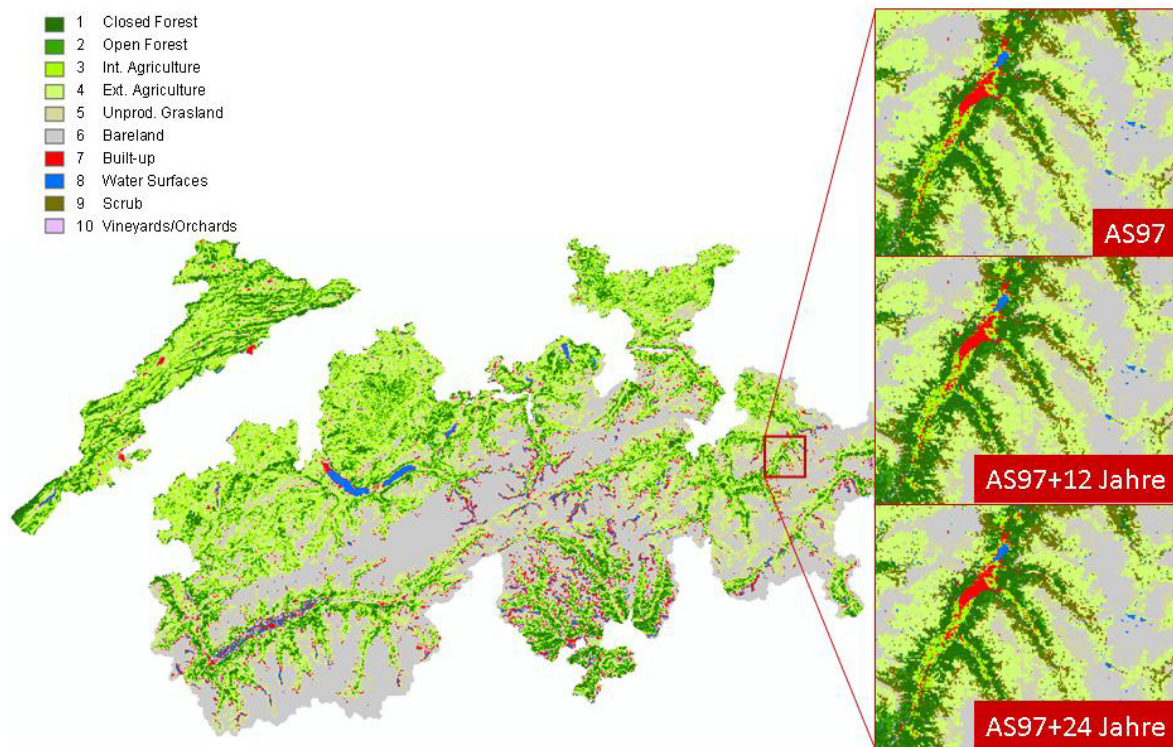


Abb. 18: Simulationsergebnisse LUCALP für einen weiteren Rückgang der landwirtschaftlichen Flächen.

Insgesamt zeigen die Simulationen zwar ein gewisses Potential aber auch grosse Limite auf, Landnutzungs- und darauffolgende Waldveränderungen in die Zukunft zu projizieren. Plausibilitätsüberprüfungen in einzelnen Teilregionen zeigen, dass trotz Regionalisierung der Datengrundlagen den regionalen und lokalen Unterschieden bezüglich Standortfaktoren sowie Nutzungs- und Störungsgeschichte mit solchen gesamtschweizerischen Modellen nicht entsprochen werden kann und dass es nicht sinnvoll ist, solche Modelle im Zusammenhang mit Waldveränderungen und Naturgefahrenschutz weiterzuverfolgen (vgl. Kap. 5). Mögliche Anwendungen bestehen allenfalls im Zusammenhang mit gesamtschweizerischen Abschätzungen der Klimarückkopplung durch Landnutzungswandel im Zusammenhang mit den Ergebnissen aus Kapitel 4.

2.3 Klimahüllen und dynamische Waldmodelle

Nebst den einfachen Transitionsmodellen, welche auf der Basis der vergangenen Entwicklung beruhen und deshalb nur bedingt geeignet sind, zukünftige Prozesse unter veränderten klimatischen Rahmenbedingungen zu simulieren, wurden in den letzten 25 Jahren verschiedene statistische und dynamische Ansätze für die Modellierung zukünftiger Waldentwicklung weiterentwickelt (Zimmermann und Bugmann 2008, Zimmermann et al. 2006). Statistische Prozessmodelle (Klimahüllen) gehen davon aus, dass die an einem Standort vorhandenen Bedingungen dafür verantwortlich sind, ob eine Baumart vorkommt und dass die Artenzusammensetzungen sich veränderten Temperatur- und Niederschlagsszenarien rasch anpassen. Dabei werden keine dynamischen Prozesse wie zum Beispiel die Geschwindigkeit der Ausbreitung einer Art, sich veränderte Bodenbedingungen oder Konkurrenz gegenüber bestehender Vegetation berücksichtigt. Modellierete Szenarien gelten entsprechend nicht für den Zeitpunkt, zu dem zugrundeliegende Bedingungen vorgefunden werden, sondern allenfalls für Zustände, welche nach Jahrzehnten bis Jahrhunderten der Anpassungen zu erwarten sind. Klimahüllen weisen damit darauf hin, wo Bestockungsziele angepasst werden könnten, sie zeigen aber raschere Arealverschiebungen als solche an, die aus dem Trend der letzten 20 Jahre zu erwarten wäre (vgl. Kap. 1 sowie Zimmermann et al. 2006). Mit dynamischen Waldsukzessionsmodellen werden im Gegensatz dazu die Mechanismen auf der Ebene des einzelnen Baumes modelliert, wobei unter anderem auch Aspekte der Verjüngung, des Nährstoff- und Wasserhaushalts, der Ressourcenallokation und der Konkurrenz berücksichtigt werden. Die ersten dynamischen Modelle zeigten generell einen starken Trend zur Ausbreitung von Laubbäumen in höhere Lagen, einen starken Anstieg der Waldgrenze und zum Teil drastische Zusammenbrüche der heutigen Waldvegetation (Kienast 1991, Bugmann 1994, Fischlin und Gyalistras 1997). Diese

Modelle wurden in den letzten Jahren dauernd verbessert und neuere Modelle enthalten kaum mehr solche temperaturbedingten Zusammenbrüche, welche bezüglich der Wirkung der Temperatur zum Teil noch wenig plausible Annahmen enthielten (Loehle und Leblanc 1996, Leuzinger 2009). Allerdings werden auch mit den neuesten Modellen noch trockenheitsbedingte Waldzusammenbrüche simuliert, welche die langfristige Schutzwirkung von grossen Waldflächen im Laufe des 21. Jahrhunderts stark in Frage stellen würden (vgl. Fallbeispiel in Kap. 1, Zimmermann und Bugmann 2008). Im Vergleich zu der Trendentwicklung und Trendszenarien (Kap. 1) fallen dabei vor allem folgende Gemeinsamkeiten und Unterschiede auf:

1. Die Baumartenverschiebungen, welche in den letzten 20 Jahren aufgrund von LFI-Daten festgestellt werden können, zeigen grundsätzlich ähnliche Trends auf, wie sie in statistischen und dynamischen Modellen simuliert wurden. Allerdings scheint die Entwicklung der Baumartenverschiebung langsamer abzulaufen als in den meisten der bisher angewendeten Modellen.
2. Im Vergleich zu Waldgrenzenveränderungen, welche in dynamischen Modellen simuliert werden (z.B. Fischlin und Gyalistras 1997, Bugmann et al. 2005) liefen die beobachteten und mittels Transitionsmodellen simulierten Veränderungen der Waldgrenze relativ langsam ab und beschränken sich auf bevorzugte Standorte, wo überhaupt eine erfolgreiche Waldverjüngung möglich ist (vgl. auch Barbeito et al. 2012, Bebi et al. 2012). Diese Diskrepanz deutet darauf hin, dass in vielen bisher verwendeten dynamischen Modellen noch nicht alle limitierenden Faktoren adäquat berücksichtigt werden und dass meist eine langsamere und durch zusätzliche Faktoren eingeschränkte Waldausdehnung an der Waldgrenze zu erwarten ist, als in bisherigen dynamischen Modellen simuliert wurde.
3. LFI-Datenzeitreihen der letzten 20 Jahre geben bisher keine Hinweise darauf, dass die Schutzwirkung von Wäldern aufgrund von trockenheitsbedingten Mortalitätserscheinungen grossflächig so stark gefährdet ist, wie das zum Teil in dynamischen Modellen für die Zeit nach 2050 simuliert wird (Schuhmacher und Bugmann 2006, vgl. auch Zwischenbericht im Rahmen des Wald und Klimawandel-Programmes von Elkin et al. 2011 und Kap. 5.1 dieses Berichts). Abgesehen von eindeutig trockenheitsbedingten Mortalitätserscheinungen in besonders trockenen Gebieten (vgl. Rigling et al. 2006), waren Bestandeszusammenbrüche bisher entweder bedingt durch äussere Störungen wie Windwurf oder Borkenkäfer oder durch konkurrenzbedingte, meist kleinflächige Selbstdifferenzierungsprozesse. Nebst der Waldföhre gilt die Fichte als besonders klimasensitiv, da sie wegen ihrem oberflächlichen Wurzelsystem insbesondere auf verdichteten Böden Mühe hat. Zwar hat die Fichte in höheren Lagen in den letzten Jahrzehnten vielerorts mit Wachstumszunahmen und relativer Trockentoleranz reagiert (Rolland et al. 1998), für die Zukunft muss allerdings gerade bei der Fichte bei zunehmender Wasserknappheit auf trockenheitsgefährdeten Standorten mit einer Zunahme von solchen primär konkurrenzbedingten Mortalitätserscheinungen gerechnet werden. Wie grossflächig diese Prozesse bei mehreren aufeinanderfolgenden Trockenjahren sein werden, ist aufgrund der fehlenden Datengrundlagen und Erfahrungen offen. Die Modellergebnisse der dynamischen Modelle sind deshalb auf jeden Fall ernst zu nehmen und geben wichtige Hinweise auf langfristige Limitierungen von Baumarten und Bestockungszielen (vgl. Brang et al. 2008). Aufgrund der meist kleinstandörtlichen Unterschiede in topographisch komplexen Gebirgsregionen muss aber vermutet werden, dass diese Mortalitätsprozesse zumindest in höheren (subalpinen) Gebirgswäldern meistens nicht so grossflächig und gleichzeitig ablaufen werden, wie sie in bisherigen dynamischen Waldmodellen simuliert wurden, sofern nicht zusätzliche Störungen wie Windwurf, Insektenschäden und Feuer dazukommen.

2.4 Natürliche Störungen und potentielle Auswirkungen auf die Schutzwirkung

Aufgrund der bisherigen Ausführungen wurde bereits deutlich, dass eine mögliche Zunahme von grossflächigen Störungen wie Borkenkäferkalamitäten, Windwürfen und Feuer in Zukunft die grösste Gefährdung für unsere Schutzwälder darstellen. Im Folgenden wird eine kurze Übersicht gegeben, inwiefern solche Störungen und insbesondere eine Zunahme von Frequenz und Intensität solcher Störungen in zukünftigen Szenarien der Entwicklung und Schutzwirkung von Gebirgswäldern berücksichtigt werden müssen.

Windwurf

Winterorkane und andere Stürme führen von allen klimatischen Extremereignissen in Mitteleuropa zu den grössten Waldschäden (Wohlgemuth et al. 2008, Gardiner et al. 2010). Das Ausmass von Sturmschäden und die Schadensanfälligkeit von Beständen ist eine komplexe Interaktion zwischen meteorologischen Bedingungen, Standort, Bodentyp, Bestandeszusammensetzung und vorangegangener Waldbewirtschaftung, sodass

allgemeingültige Aussagen bezüglich der Schadenanfälligkeit aufgrund isoliert betrachteter Standorts- und Bestandesfaktoren sehr schwierig sind. Während die zukünftige Entwicklung von Sturmhäufigkeit und Intensität kontrovers diskutiert wird (CH2011, Leuzinger et al. 2009), zeichnen sich im Zusammenhang mit dem Klimawandel zumindest folgende relevante Tendenzen bezüglich Sturmanfälligkeiten dennoch ab:

- (1) Die Resistenz von Wäldern hängt von der Baumartenzusammensetzung ab. Im Winter tragen immergrüne Nadelbäume infolge grösserer Kronenangriffsfläche ein grösseres Risiko als winterkahle Bäume, wobei die Tanne mit ihren tief reichenden Wurzeln standhafter ist als die flachwurzelnde Fichte (Dobbertin et al. 2002, Wohlgemuth et al. 2008). Allerdings beschädigen Orkanwinde der Stärke von Lothar praktisch alle Baumarten (Quine und Gardiner 2007).
- (2) Bei höheren Temperaturen und feuchtem Boden ist das Schadenausmass höher als bei trockenem und gefrorenem Boden (Usbeck et al. 2010). Wo in Zukunft der Boden im Winter als Funktion von wärmeren Temperaturen (und nicht abnehmender Schneedecke) weniger lange gefroren ist, muss somit mit einer Erhöhung der Anfälligkeit gegenüber Winterstürmen gerechnet werden. Tendenziell werden Stürme von schwereren Regenfällen begleitet werden, die zu erhöhter Wassersättigung der Böden und einer höheren Windwurfgefährdung führen (Gardiner et al. 2010).
- (3) Die Zunahme des Vorrats und des Durchschnittalters europäischer Wälder während der letzten 60 Jahre hat zu einer Zunahme der beobachteten Schäden beigetragen. Wenn Vorräte und Durchschnittsalter der Gebirgswälder weiter ansteigen, wird das Volumen der sturmgeschädigten Bäume wahrscheinlich mindestens proportional ansteigen.
- (4) Über den Einfluss der Waldstruktur auf die Windresistenz gibt es bisher in der Literatur nur wenig als gesichert geltende Zusammenhänge, ausser dass die Windwurfgefährdung mit steigender Baumhöhe zunimmt (König 1995, Dobbertin et al. 2002, Gardiner et al. 2010). Im Hinblick auf die Bestandesdichtezunahme in bisher offenen subalpinen Gebirgswäldern (Kap. 1) kann allerdings angenommen werden, dass bisher offene Gebirgswälder mit vielen inneren Waldrändern und niedrigem h/d-Wert, welche intuitiv als sturmresistent gelten (vgl. Ott et al. 1997) und von den Stürmen der letzten Jahrzehnte auch weitgehend verschont blieben, nach klimabedingter Zunahme der Bestandesdichte und der Höhe an Sturmresistenz einbüssen.

Aufgrund dieser Trends muss mit einer Zunahme der Auftretenswahrscheinlichkeit und des Ausmasses von Windwurfereignissen in den Schutzwäldern des Schweizer Berggebiets gerechnet werden. Zwar wirkt die mit steigender Meereshöhe immer komplexer werdende Topographie im Alpenraum grossflächigen Windwurfereignissen, wie wir sie vor allem in topographisch weniger komplexen Gebirgsregionen kennen (z.B. Kulakowski und Veblen 2002, Svoboda et al. 2012), eher entgegen. Dennoch dürften Stürme in Zukunft mehr Schaden in Schutzwäldern der Schweiz anrichten, wobei mit weiterhin steigendem Vorrat in grösseren Höhen auch der Hauptwirkungsbereich von starken Stürmen ansteigen kann.

Die Auswirkungen von Windwürfen auf die Schutzleistung sind je nach Grösse und Art des Windwurfs (Flächenschaden vs. Streuschaden) und dem Standort sehr unterschiedlich zu bewerten. Kleinere Streuschäden müssen sich ohne grössere Folgestörungen durch Borkenkäfer noch nicht negativ auf die Lawinenschutzwirkung ausüben, da die erhöhte Oberflächenrauigkeit durch liegendes Holz die verminderte Interzeptionswirkung teilweise kompensieren kann (vgl. Kap. 3). Unter Umständen können solche Streuschäden auch als Chancen zur Klimaanpassung gesehen werden, da die Waldstruktur dadurch meist heterogener wird und andere Baumarten gegenüber der Fichte gefördert werden. Je grossflächiger die Störungen auftreten, desto grösser sind auch die Wahrscheinlichkeiten von Schutzwaldeinbüssen, welche nicht durch liegendes Holz kompensiert bzw. zeitlich genügend hinausgezögert werden können. Da für die Beurteilung von Schutzwaldeinbüssen durch Windwürfe auch verschiedene Gelände- und Standortsfaktoren, sowie Waldstruktur des ursprünglichen Bestandes und vorherrschender Gefahrenprozess relevant sind, ist es schwierig, allgemeine Faustregeln abzuleiten, ab welcher Störungsgrösse mit entscheidenden Schutzwaldeinbüssen zu rechnen ist. Bezüglich der Lawinenschutzfunktion deuten bisherige Forschungsergebnisse und Beobachtungen jedoch darauf hin, dass durch Windwurfflächen mit Lückenlängen, welche unter denjenigen des NAIS-Minimalprofils liegen, die Lawinenschutzfunktion noch nicht entscheidend vermindert wird, auch wenn der Kronendeckungsgrad das Minimalprofil nicht erreicht (vgl. Kap. 3).

Wegen den komplexen und zum Teil in der Literatur nicht unumstrittenen Zusammenhängen bezüglich Topographie, Standort, Bestandesfaktoren, Bewirtschaftungs- bzw. Störungsgeschichte und Sturmgefährdung

ist es kaum möglich, ein anwendbares Modell für die ganze Schweiz abzuleiten, wo mit welcher Wahrscheinlichkeit in Zukunft Windwürfe und entsprechende Störungen im Wald zu erwarten sind. Eher realisierbar wären regionale Prädispositionsmodelle, welche auf den vorhandenen Grundlagen und Expertenmodellen (z.B. Brang et al. 2004) aufbauen könnten und regionale Besonderheiten von Wald, Standort und Windrichtungen einbeziehen müssten.

Borkenkäfer

Borkenkäferkalamitäten gelten als wichtigste biogene Störungen der Schutzwälder im Schweizer Berggebiet wobei insbesondere die Fichte durch den Buchdrucker (*Ips typographus*) gefährdet ist (Wermelinger et al. 2004, Schelhaas et al. 2007, Seidl et al. 2009). Höhere Temperaturen und geringere Niederschläge, wie wir sie im Rahmen der Klimaerwärmung erwarten können, die die Widerstandskraft der Wirtsbäume schwächen, ermöglichen auch eine raschere Entwicklung der Käfer (Wermelinger et al. 2004). Die Reaktion der Anfälligkeit gegen Borkenkäfer auf den Klimawandel wird im Rahmen des Programms „Wald und Klimawandel“ im Projekt „Barbekey Borkenkäfer als Schlüsselfaktoren der zukünftigen Waldnutzung?“ betrachtet. Dabei wurden aufgrund von Auswertungen von Borkenkäferbefall auf der Ebene von Forstrevieren bereits erste räumlich-zeitliche Befallsmodelle für den Buchdrucker erarbeitet (Stadelmann et al. in review). Es bestätigte sich in einem quantitativen Modell, dass die Wärmemenge (Temperatursummen über 8.3 C, was gemäss Wermelinger und Seifert (1999) einer kritischen Temperatur für die Entwicklung des Borkenkäfers entspricht) den grössten Einfluss auf die Befallsgefährdung hatte. Die Anzahl der Infektionsherde stieg also mit steigender Temperatur stark an. Die Niederschlagssumme hatte demgegenüber einen kleineren und leicht negativen Effekt auf den Borkenkäferbefall (d.h. mehr Befall bei weniger Niederschlag). Weitere wichtige Faktoren waren der Fichtenvorrat pro ha (mehr Befall mit steigendem Fichtenvorrat) und das Auftreten von früheren Infektionsherden (Stadelmann et al. in review). Solche Modelle können somit helfen, die Borkenkäferinfektionswahrscheinlichkeiten auf Forstrevierbasis und basierend auf vorhergehenden Schäden abzuschätzen, was insbesondere dann sehr nützlich sein kann, wenn auch der Einfluss von Sturmschäden und verschiedenen Managementoptionen im Modell impliziert werden (Stadelmann et al. in review). Diese aktuellen Resultate aus dem Projekt Barbekey werden auch durch Modelle aus Österreich bestätigt, wo ebenfalls ein starker Anstieg der Borkenkäferausbruchgefährdung von Fichtenwäldern bei ansteigenden Temperaturen und steigender Sommertrockenheit vorausgesagt wird (Seidl et al. 2009). Die obere Höhengrenze, bis zu welcher grössere Borkenkäferkalamitäten auftreten können, wird damit zwangsläufig ansteigen, was insbesondere für bisher kaum gefährdete subalpine Fichtenwälder sehr wichtig ist. Entscheidend für die Vermehrung des Borkenkäfers und somit der Schadintensität ist die Anzahl der Bruten pro Jahr. Diese liegt im subalpinen Bereich häufig noch bei einer Generation, in unteren subalpinen und begünstigten Lagen auch bei zwei Generationen pro Jahr. Bei einer weiteren Erwärmung könnte der Borkenkäfer auch eine dritte Generation innerhalb eines Jahres schaffen, womit der Schadensdruck wesentlich zunehmen würde (Wermelinger 2004). Nebst erhöhten Sommertemperaturen und erhöhter Sommertrockenheit können auch wärmer werdende Wintertemperaturen zu einer Erhöhung der Befallsgefährdung beitragen, da sehr kalte Wintertemperaturen eine erhöhte Wintermortalität von Borkenkäfer bewirken können (Faccoli 2002). Dies kann insbesondere in kontinental getönten Fichtengebirgsregionen von Bedeutung sein, welche bisher trotz Sommertrockenheit eher von Borkenkäferkalamitäten verschont blieben.

Auch wenn Borkenkäferschäden in der Schweiz in den späten 1940er Jahren ohne grössere Windwurfschäden, sondern vor allem durch trockene, warme Witterung ausgelöst wurden (Meier et al. 2003) und Borkenkäferkalamitäten auch in Fichtengebieten nicht zwangsläufig auf Windwürfe folgen müssen (Panayotov et al. 2011, Kulakowski und Veblen 2003), sind Windwürfe im Schweizer Berggebiet ein sehr wichtiger Auslösefaktor für Borkenkäferkalamitäten (Wermelinger 2004): Das frische Phloem von geworfenen (und in deren Nachbarschaft geschwächten) Bäumen dient dem Borkenkäfer als Nahrung und Brutstätte und kann Ausgangspunkt grossflächiger Kalamitäten sein. Da Borkenkäfer einmal befallenes Totholz aber nach kurzer Zeit wieder verlassen während ihre natürliche Feinde vielfach noch länger bleiben (Wermelinger et al. 2000), kann daraus jedoch nicht geschlossen werden, dass der zurzeit in unseren Gebirgswäldern stetig ansteigende Totholzanteil ohne zusätzliche Störungsereignisse oder Schwächung von Bäumen auch zu einer Zunahme von Borkenkäferkalamitäten führt. Diese Zusammenhänge und insbesondere die Frage ob Waldreservate mit viel Totholz zu einer Zunahme von Borkenkäferkalamitäten führen können, sind aber in der Literatur nicht unumstritten (vgl. Schlyter und Lundgren 1993, Wermelinger 2004, Panayotov et al. 2011). Hingegen scheint die Zunahme der Borkenkäfergefährdung in älteren Beständen bzw. fortgeschrittenen Waldentwicklungspha-

sen und bei höheren Bestandesdichten in der Literatur etwas stärker abgesichert (z.B. Schmid und Frye 1977, Becker und Schröter 2000, Jakus et al. 2011).

Räumliche Modelle über zukünftige Verbreitungswahrscheinlichkeiten von Borkenkäferkalamitäten müssen bereits die Gefährdung gegenüber Windwürfen einschliessen und sind auch deshalb mit sehr grossen Unsicherheiten verbunden. Was möglich ist und im Rahmen einer Bachelorarbeit an der ETH Zürich in einem vielversprechenden aber noch verbesserungsfähigen Versuch auch schon durchgeführt wurde, sind räumliche Modellierungen der Prädisposition für Buchdruckerbefall aufgrund von Bestandes-, Topographie- und Klimavariablen (Schmutz 2010).

Im Hinblick auf die Schutzwirkung wirken sich Borkenkäferkalamitäten ähnlich aus wie Windwurf (vgl. auch Kapitel 3), allerdings gibt es bezüglich der Geschwindigkeit der Abbauprozesse und der Moderholzverjüngung einige Unterschiede: Der initiale Zerfall des Holzes verläuft zwar nach Borkenkäferbefall im Vergleich zum Windwurf verzögert (vgl. Kupferschmid-Albisetti 2003, Ammann 2006), andererseits sind die Wirkhöhen von einmal liegenden Stämmen nach Borkenkäferbefall eher niedriger, weil die Stämme kaum Äste aufweisen und somit stärkeren Bodenkontakt haben (Kupferschmid-Albisetti et al. 2003). Noch stärker als auf vom Wind geworfene Stämme haben regionale klimatische Einflüsse einen sehr grossen Einfluss auf die Zerfallsgeschwindigkeit und damit auf die Geschwindigkeit des abnehmenden Naturgefahrenschutzes von stehenden Stürzeln mit viel langsamerem Zerfall in trockenen, kontinentalen Gebieten (Mielke 1950, Brang 1988, Veblen et al. 1991). Im Vergleich zu anderem Totholz eignet sich von Borkenkäfern befallenes Holz wahrscheinlich eher weniger gut für die Moderholzverjüngung, da Borkenkäferholz vielfach primär durch den Rotrandigen Baumschwamm (*Fomitopsis pinicola*) abgebaut wird, dessen Präsenz in einer Studie in Tschechien und der Slowakei negativ korreliert war mit Moderholzverjüngung subalpiner Fichten (Bace et al. 2012).

Waldbrand

Das Klima kann die Waldbrandgefährdung in verschiedener Hinsicht beeinflussen: (1) indirekt durch Veränderung des Brandgutes (Waldtyp) und der Mengen an Bio- und Nekromasse, (2) durch erhöhte Austrocknung des Brandgutes (prädisponierende Wirkung) und (3) direkt durch Zündenergie (Blitzschlag) und als ausbreitungsfördernde Wirkung (Wind) (Kitzberger et al. 1997, Westerling et al. 2006, Zumbrunnen et al. 2009). Voraussagen bezüglich den Auswirkungen des Klimawandels auf die Waldbrandgefährdung der Schweizerischen Schutzwälder sind entsprechend komplex, trotzdem lassen sich aufgrund der zurzeit stattfindenden Trends in der Waldentwicklung zusammen mit Klimaszenarien, welche nebst einer Erwärmung auch eine Erhöhung der Sommertrockenheit und Verlängerung der schneefreien Zeit einschliessen, einige Aussagen treffen.

Bei einer allgemeinen Zunahme von Dürreperioden in der Folge von höheren Temperaturen und weniger Niederschlag, ist mit einer Zunahme von Waldbränden zu rechnen. Dies führt nicht nur zu einer Zunahme von Frequenz und Intensität von Waldbränden in typischen Waldbrandregionen wie der Alpensüdseite oder dem Wallis, sondern auch zu einer erhöhten Brandanfälligkeit von Wäldern, in denen Feuer bisher kaum eine Rolle spielte (Wohlgemuth et al. 2008). In Gebieten, welche heute bereits nur ca. 1000 mm/Jahr Jahresniederschläge aufweisen (z.B. kontinental getönten Regionen der Zentralalpen und nördlichen Zwischenalpen), kann bereits eine geringe Zunahme der Sommertrockenheit und der Länge der schneefreien Zeit zu einem deutlichen Anstieg der Waldbrandgefährdung führen (vgl. Schuhmacher und Bugmann 2006). Auch Laubmischwälder der Alpennordseite können im Winter, wenn das Laub leicht entzündbar ist, in Zukunft vermehrt von Bränden betroffen werden (Wohlgemuth et al. 2008), insbesondere in Gebieten, wo die Dauer der Schneebedeckung zurückgeht. Da aktuelle Szenarien nicht von einem negativen Trend bei den Winterniederschlägen ausgehen, kann allerdings vermutet werden, dass in den bisher eher feuchten Waldbrand-Randzonen der Alpennordseite die Wälder weiterhin primär durch Windwürfe und durch nachfolgende Borkenkäferkalamitäten gefährdet sind. Diesbezüglich zeigen Ergebnisse aus Nordamerika, dass grössere Totholzanteile, welche etwa nach Borkenkäferkalamitäten auftreten, zwar während den ersten 2-3 Jahren (solange gut entflammbare Nadeln noch vorhanden sind) zu einer Erhöhung der Waldbrandgefährdung führen können, danach aber wenig Einfluss zu haben scheinen (Bebi et al. 2003, Simard et al. 2011).

Nebst dem offensichtlichen Zusammenhang zwischen einer Zunahme von Dürreperioden und Waldbrandgefährdung, können auch die Veränderung von Vorrat und Bestandesstruktur (Menge und Qualität von brennbarem Material) sowie die Art der Nutzung durch den Menschen einen grossen Einfluss auf die Waldbrandgefährdung haben. So war der Anstieg der Feuerfrequenz in den letzten Jahrzehnten im Tessin

weniger auf klimatische Effekte als vielmehr auf den Rückgang der Holz- und Streunutzung und eine entsprechend starke Anreicherung von Brandgut zurückzuführen (Conedera et al. 1997). Gleichermassen hat eine Studie im Wallis gezeigt, dass dort in der kollinen bis montanen Höhenstufe die Feuerfrequenz seit ca. 1950 viel stärker mit land- und forstwirtschaftlicher Nutzungsabnahme und der Zunahme an Biomasse sowie einer Zunahme des Bevölkerungsdrucks (Feuerauslösung) korreliert war, als mit klimatischen Faktoren, welche in der ersten Hälfte des 20. Jh. das Feuerregime noch bestimmt hatten (Zumbrunnen et al. 2009). Im Gegensatz dazu korrelierte in der subalpinen Stufe die Feuerfrequenz auch in der zweiten Hälfte des 20. Jh. noch stark mit warmen Temperaturen und Trockenheit im selben Jahr und zeigte dort keinen ansteigenden Trend obwohl Waldfläche und Biomasse gerade dort stark zunahmen (Zumbrunnen et al. 2009). Insgesamt weisen diese Ergebnisse darauf hin, dass der immer noch stark ansteigende Holzvorrat (von lebenden und toten Bäumen) in den schweizerischen Gebirgswäldern auch zusätzlich zum wärmer und im Sommer wahrscheinlich trockener werdenden Klima zu einer grösseren Waldbrandgefährdung beiträgt, dass aber weitere Untersuchungen nötig sind, um die Zusammenhänge zwischen Klima, Waldnutzung, Waldstruktur und Feuergefährdung in verschiedenen Regionen und Höhenstufen noch besser zu verstehen.

Im Vergleich zu Windwürfen und Borkenkäferkalamitäten können sich Feuer noch bedeutend gravierender auf die Schutzfunktion des Waldes auswirken, da Vorverjüngung und Oberboden wie auch zurückbleibendes Totholz nach Waldbränden stärker zerstört wird (Wohlgemuth et al. 2010). Als direkte Folgen von Waldbränden in Schutzwäldern treten dabei häufig verstärkter Oberflächenabfluss, Erosion, Steinschlag und je nach Region auch erhöhte Lawinengefahr auf, welchen mit Sofortmassnahmen begegnet werden muss (Conedera et al. 1997, Marxer 2003, Conedera et al. 2003, Wohlgemuth et al. 2010). Für die langfristige Erfüllung der Schutzfunktion können Brände, insbesondere in trockenen Nadelwäldern ausserordentlich gravierend sein, da dort mit dem Oberboden und der Vorverjüngung auch Mykorrhizapilze im Oberboden vernichtet werden können, so dass die Schutzfunktion aufgrund der sehr langsamen Wiederbewaldung nach Waldbränden ohne zusätzliche Massnahmen für mehrere Jahrzehnte nicht gewährleistet wäre (vgl. Schönenberger und Wasem 1997, Wohlgemuth et al. 2010). In Zukunft ist es deshalb gerade zur Erhaltung der Schutzfunktion in Gebieten mit zunehmender Waldbrandgefährdung äusserst wichtig, dass vorausschauend genügend früh in die Waldbrandvermeidung und Waldbrandbekämpfung investiert wird. Waldbaulich bedeutet dies insbesondere, dass nach Möglichkeit die Entwicklung hin zu sehr dichten Beständen ohne Krautschicht vermieden wird (vor allem auch darum, weil eine Krautschicht mit störungsangepassten Arten nach einem Feuer den Boden rasch wieder decken und vor Erosion schützen kann) und dass mit dem Zurücklassen von zusätzlichem Brandgut wie Ästen in waldbrandgefährdeten Gebieten vorsichtig umgegangen wird (Marco Conedera, mündliche Mitteilung). Prädispositionsmodelle, wo in Zukunft mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit ein Ereignis auftritt, sind für Waldbrände weiter entwickelt als für andere Störungen, allerdings gibt es auch hier keine allgemeinen sondern nur regional verwendbare Indizes (Wohlgemuth et al. 2010).

Schneebruch

Auch Schneebruchereignisse können unter Umständen zu erheblichen Schwächungen der Schutzfunktion führen, wobei nebst den meist kleinflächigen direkten Wirkungen durch Stammbrüche und Entwurzelung von Bäumen vor allem auch eine Erhöhung der Gefährdung von nachfolgendem Borkenkäferbefall zu beachten ist. Wie sich der Klimawandel auf die Gefährdung durch Schneebruch auswirkt, hängt vor allem vom Gewicht der zu erwarteten Schneefälle (Menge und Feuchtigkeitsgehalt), den Temperaturen während und nach dem Schneefall (Interzeptionsfähigkeit), vom Bodenzustand (nicht gefrorener Boden erleichtert Entwurzelung) und von Veränderungen der Waldstruktur ab.

Die grösste Schneebruchgefahr besteht bei Temperaturen zwischen +0.6 und -3°C, wenn bedingt durch Grösse und Form die Schneeflocken am stärksten an Bäumen akkumulieren können (Saeki und Sugiyama 1965, Nykänen et al. 1997). Aktuelle Klimaszenarien gehen für den 2. Teil des 21. Jh. eher von einer leichten Zunahme der Winterniederschläge aus (CH2011, Kotlarsky 2012). Zusammen mit der erwarteten Temperaturzunahme kann das in Höhenlagen oberhalb von ca. 1000 m.ü.M. (mit bisher kleinem Regenanteil im Winter) für die nächsten Jahrzehnte zu einer Zunahme von kritischen Witterungsbedingungen für Schneebruchereignisse und – im Zusammenhang mit weniger gefrorenem Boden – zu einer Zunahme von kritischen Bedingungen für Entwurzelungen durch die Schneelast führen. In tieferen Regionen (wo der Regenanteil im Winter bereits jetzt hoch ist) kann demgegenüber aufgrund der wahrscheinlich weiter abnehmenden Anzahl an Schneefallereignissen zumindest langfristig eher eine Abnahme der Schneebruchereignisse erwartet werden. Mit

fortschreitender Klimaerwärmung steigt die Höhenzone mit erhöhter Nassschneegefährdung entsprechend an und wird schmaler.

Es gibt verschiedene Studien über Zusammenhänge zwischen Waldstruktur und Schneelastgefährdung, wobei Resultate daraus zum Teil widersprüchlich sind und nicht beliebig auf andere Regionen übertragen werden können. Beispielsweise muss man vorsichtig sein, Forschungsergebnisse von gepflanzten Tieflandprovenienzen auf die Verhältnisse angepasster Hochlagenwälder anzuwenden (Hlasny et al. 2011). Am eindeutigsten sind dabei die Zusammenhänge, dass Reinbestände von Nadelbäumen mit einem grossen Anteil an Bäumen in Durchmesserstufen zwischen ca. 10 und 30 cm und hohem Schlankheitsgrad, anfälliger auf Schneedruckereignisse sind und dass lange, schmale und symmetrische Kronen die Resistenz gegenüber Schneebruch erhöhen (Rottmann 1985, Nykänen et al. 1997). Etwas weniger klar sind die Zusammenhänge zwischen Bestandesdichte und Schneebruchgefährdung, da Bäume in dichten Beständen sich gegenseitig eine gewisse mutualistische Unterstützung bieten können (Groome 1988), aber insgesamt wegen höherem Schlankheitsgrad stärker schneebruchgefährdet sind, zumindest sobald in bereits kurzkrönigen, dichten Beständen erste Öffnungen entstehen. Baumartenverschiebungen könnten sich langfristig ebenfalls erheblich auf die Schneebruchgefährdung auswirken und durch höhere Schneebruchgefährdung von sonst klimaangepassten Baumarten gebremst werden. Das wichtigste Beispiel ist dabei wahrscheinlich die Waldföhre, deren Ausbreitung in höhere, sommertrockene Gebiete bei den aktuellen Klimaszenarien (trockenere Sommer, feuchtere Winter) durch ihre ausgeprägte Anfälligkeit gegenüber Schneebruch gebremst werden könnte.

Insgesamt muss deshalb aufgrund der erhöhten Anteile an Nassschnee in den nächsten Jahrzehnten obermontan bis subalpin mit einer vorübergehend erhöhten Schneebruchgefährdung und allfälligen Folgestörungen durch Borkenkäfer gerechnet werden, welche noch verstärkt werden könnte, wenn sich dichte Stangenhölzer in diesen Höhenstufen weiter ausbreiten. Gegen Ende des 21. Jh. wird dann die Schneebruchgefährdung wegen der immer weiter nach oben steigenden Schneegrenze im Vergleich zu anderen Störungen allerdings wieder an Bedeutung verlieren.

2.5 Fazit zum Kapitel 2 Szenarien:

1: Während aufgrund von aktuellen Klimaszenarien das Ausmass der weiteren Temperaturzunahmen nur eine Frage der Zeit bzw. des gewählten Szenarios ist, sind die für den Schutzwald ebenfalls sehr wichtigen Entwicklungen bezüglich Sommer- und Winterniederschlägen mit viel grösseren Unsicherheiten verbunden. Für die zweite Hälfte des 21. Jh. wird aber für die Alpen mit abnehmenden Sommerniederschlägen (mehr Dürreperioden im Sommer) und steigenden Winterniederschlägen gerechnet. Die durchschnittliche Dauer der Schneedecke wird in allen für den Lawinenschutzwald relevanten Höhenzonen abnehmen und der Anteil an Nassschnee wird zunehmen. Aufgrund von grossen jährlichen Schwankungen können in den nächsten Jahrzehnten aber sowohl Kälteperioden wie auch Grossschneefälle weiterhin auftreten.

2: Gesamtschweizerische Simulationen, welche auf vergangenen Transitionen zwischen verschiedenen Landnutzungs- und Waldtypen beruhen, zeigten kein Anwendungspotential im Zusammenhang mit der zukünftigen Schutzwaldleistungen.

3: Bisherige Resultate von Klimahüllen und dynamischen Waldmodellen weisen im allgemeinen auf bedeutend raschere Veränderungen von Waldgrenze, Baumartenverteilung und klimabedingten Mortalitätsprozessen hin, als das in aktuellen Trends sichtbar wäre. Solche Modelle sind sehr wertvoll zur Unterstützung der Vorstellung über sehr langfristige Waldveränderungen und entsprechende Änderungen von Bestockungszielen. Methodisch bedingt wird dabei aber wahrscheinlich die Geschwindigkeit der Veränderungsprozesse im Gebirgswald und insbesondere im Waldgrenzenbereich vielfach eher überschätzt und die standörtlich kleinflächige Heterogenität in der Reaktion von verschiedenen Gebirgswaldstrukturen eher unterschätzt.

4: Aufgrund der aktuellen Trends der Waldentwicklung und aktuellen Klimaszenarien, kann angenommen werden, dass natürliche Störungen im Schweizer Berggebiet in Zukunft wichtiger werden. Bereits ohne Berücksichtigung von Erwärmung und erhöhter Trockenheit muss tendenziell mit einer

Erhöhung der Gefährdung durch Windwurf, Borkenkäfer, Waldbrand und Schneebruch gerechnet werden, wo die Vorräte weiterhin zunehmen und wo entsprechenden Prädispositionen gegenüber solchen natürlichen Störungen erhalten bleiben (z.B. Fichtenreinbestände). Der Klimawandel führt generell zu einer zusätzlichen Erhöhung der Störungsgefährdung, wobei Ausmass und regionale Verteilung einer erhöhten Störungsgefährdung stark von den noch unsicheren Niederschlagsszenarien abhängen und je nach Störungsregime unterschiedlich einzuschätzen sind. Am eindeutigsten sind dabei klimabedingte Zunahmen der Borkenkäfergefährdung (auch in Richtung höher gelegener Fichtenwälder) und der Waldbrandgefährdung (auch in bisherigen Waldbrandrandzonen). Eine klimabedingte Erhöhung der Sturmgefährdungen ist weniger eindeutig, aber aufgrund von stärkerem Wachstum und der grösseren Eintrittswahrscheinlichkeit von Winterstürmen bei nicht gefrorenem Boden ebenfalls plausibel. Bezüglich Schneebruchereignissen kann in Abhängigkeit von der Höhenlage teilweise mit einer vorübergehenden klimabedingten Gefährdungszunahme bis Mitte des 21. Jh., längerfristig aber eher mit einer Gefährdungsabnahme gerechnet werden.

5: Die Auswirkungen von natürlichen Störungen auf die Schutzleistungen sind je nach Störungsregime, der Grösse der Störungsflächen und dem Standort sehr unterschiedlich zu werten. Kleinere Streuschäden durch Windwürfe und Borkenkäfer sowie die meisten Schneebruchereignisse müssen sich ohne grössere Folgestörungen noch nicht negativ auf die Schutzleistung (zumindest gegenüber Lawinen, vgl. Kap. 3) auswirken und können unter Umständen auch als Chancen zur Klimaanpassung gesehen werden. Je grossflächiger die Störungen auftreten, desto grösser ist aber die Wahrscheinlichkeit von Schutzwaldeinbussen, welche nicht durch liegendes Holz kompensiert bzw. genügend hinausgezögert werden können. Entsprechend muss in Zukunft der Vorsorge vor den Folgen solcher grossflächigen Störungen eine noch grössere Bedeutung beigemessen werden. Während zur Vermeidung von Schutzleistungseinbussen durch Borkenkäferkalamitäten und Windwürfe die Förderung von Vorverjüngung, Struktur- und Baumartenvielfalt weiterhin im Vordergrund stehen müssen, sind im Fall der Waldbrandgefährdung zusätzliche Investitionen in Waldbrandvermeidung und Waldbrandbekämpfung in Schutzwäldern nötig.

3. Lawinenschutzwirkung auf Windwurfflächen und im Wald

Wie in den Kapiteln 1 und 2 dargestellt wird, bilden flächige natürliche Störungen wie Windwürfe, Borkenkäferkalamitäten und Feuer die grösste Gefährdung für den Lawinenschutzwald in der Schweiz unter dem Einfluss des Klimawandels. Dabei bestehen bisher grosse Unsicherheiten darüber, wie gut die Kombination aus Totholz und wiederaufkommender Verjüngung langfristig als Schutz vor Lawinen und anderen Naturgefahren wirkt. Ausserdem stellt sich die Frage, wie sich die Gefährdung von Waldlawinen bei sich ändernden Klimabedingungen, sich ändernder Waldstruktur und steigendem Totholzanteil verändert. In diesem Kapitel fassen wir deshalb Untersuchungen über die Lawinenschutzfunktion nicht behandelter Vivian-Windwurfflächen sowie deren zeitlicher Entwicklung seit dem Sturm im Jahr 1990 zusammen und ergänzen diese Ergebnisse mit anderen neueren Forschungsergebnissen über Waldlawinen welche in diesem Zusammenhang relevant sind.

3.1 Entwicklung der Verjüngung auf Windwurfflächen

Um die Entwicklung der Verjüngung auf Vivian-Flächen in potentiellen Lawinenanrissgebieten zu untersuchen, wurden 26 Vivian-Flächen ausgewählt, welche (1) gemäss Überschneidung mit den SILVAPROTECT-Daten in potentiellen Lawinenanrissgebieten liegen und auch bei der Feldbegehung die entsprechenden Kriterien erfüllten, (2) gleichmässig über die Voralpen und Alpen und verschiedene Expositionen und Höhenlagen verteilt sind und (3) möglichst wenig von Aufforstungen und technischem Lawinenschutz beeinflusst wurden. In diesen Flächen wurden sowohl im Feld wie auch mittels aktuellen Orthobildern die wichtigsten Merkmale erhoben, welche zur Beurteilung der Schutzwirkung nötig sind, einschliesslich Kronendeckungsgrad, Stammzahl/ha, Oberhöhe, Lückenlänge und Lückenbreite. Danach wurde beurteilt, ob und welche Kriterien der Lawinenschutzwirkung in diesen Flächen erfüllt sind.

Die untersuchten Windwurfflächen haben sich in den letzten 20 Jahren sehr unterschiedlich entwickelt und weisen 20 Jahre nach dem Sturm einen durchschnittlichen Kronendeckungsgrad von 24% auf, wobei nur 2 Flächen einen DG von mehr als 40% erreichten. Wie in Abb. 19 sichtbar, ist der Kronendeckungsgrad in südlichen Expositionen und in tieferen Lagen (unter- und obermontanen Flächen) deutlich höher als in Nord-Expositionen und höheren Lagen (hochmontanen und subalpinen Flächen).

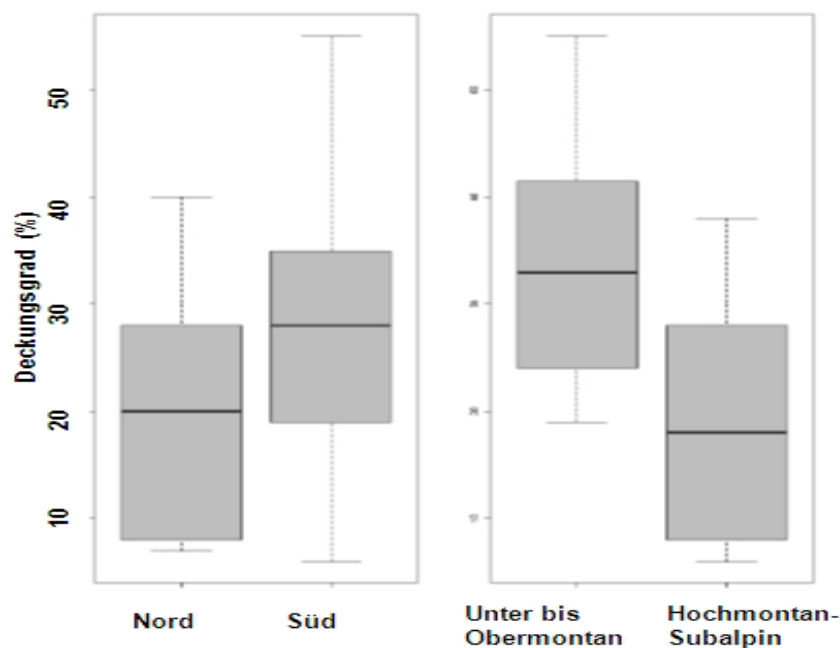


Abb. 19: Deckungsgrad von Vivianflächen in Abhängigkeit von Exposition und Höhenlage. Quelle: Fankhauser (2010)

Die Stammzahlverteilung der Windwurfflächen ist in Abb. 20 dargestellt. Während die Durchmesserklassen von 1-3 cm (mit durchschnittlich rund 700 Stämmen/ha, mehr in tieferen Lagen) und von 4-7 cm (mit

durchschnittlich rund 400 Stämmen/ha) auf den meisten Flächen bereits recht häufig vertreten waren, waren die Stammzahlen ab der 3. Durchmesserklasse (8-11 cm BHD) auf beiden Höhenstufen noch sehr niedrig. Die mittleren Baumhöhen (mittlere Oberhöhe der Verjüngung auf Vivian-Flächen bezogen auf die 100 stärksten Bäume pro ha) lagen über alle Flächen gesehen im Durchschnitt bei 3.6 m. Südliche Flächen wiesen höhere Baumhöhen auf als nordexponierte Flächen, erstaunlicherweise wiesen in unserer Stichprobe höher gelegene Flächen aber nicht kleinere Baumhöhen auf als tiefer gelegene Flächen. Dies lag vor allem daran, weil in den höher gelegenen Flächen die Vorverjüngung eine grössere Rolle spielte. Es fehlten zudem sehr hochgelegene Flächen (nur eine Fläche über 1700 m.ü.M.). 50% der untersuchten Vivianflächen weisen eine grössere Lückenlänge als 65 m auf.

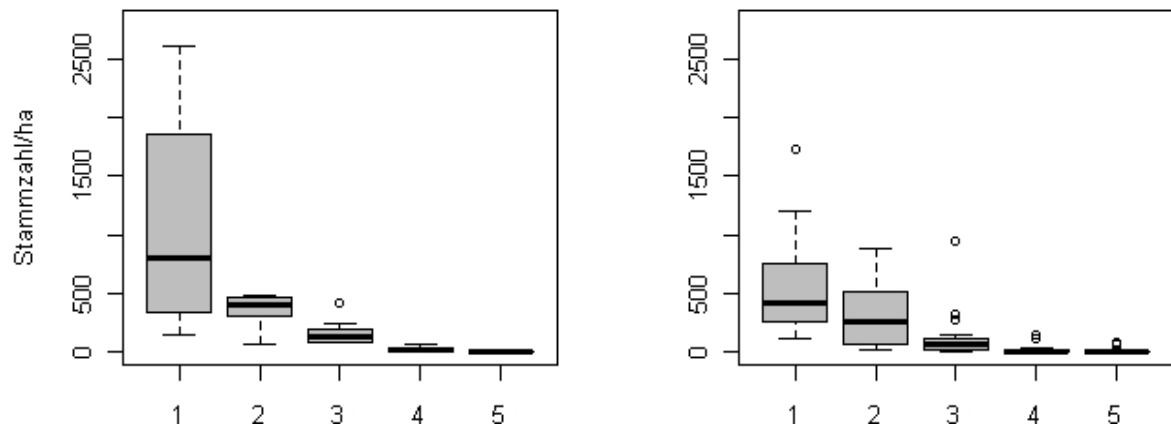


Abb. 20: Stammzahl- und Durchmesserverteilung über alle 26 untersuchten Vivianflächen in potentiellen Lawinenanrissgebieten aufgetrennt nach Unter – Obermontaner Höhenstufe (links) und hochmontan-subalpiner Höhenstufe (rechts). Die Boxplots zeigen den Median der Stammzahl/Fläche sowie untere und obere Quartile und Ausreisser. Durchmesserstufen bedeuten: 1 = 1-3cm, 2 = 4-7cm, 3 = 8-11 cm, 4 = 12-15 cm, 5 \geq 16 cm. Quelle: Fankhauser (2010)

Um die Lawinenschutz Wirkung der Windwurfflächen 20 Jahre nach dem Sturm zu beurteilen, wurde die Erfüllung folgender Kriterien überprüft (genaue Kriterienangaben in Fankhauser 2010):

- 1) Deckungsgrad: Nadelwald (hochmontan und subalpin: ab 50% erfüllt (ab 30% teilweise erfüllt); Laubwald: ab 80% erfüllt, ab 50% teilweise erfüllt;
- 2) Stammzahl/ha (> 16 cm BHD) und Stammzahl/ha (> 8 cm BHD), gemäss Meyer-Grass und Schneebeil (1992) je nach Waldform und Hangneigung differenziert;
- 3) BSH Faktor: Verhältnis der Baumoberhöhe zur erwarteten Schneehöhe in einem 30-jährigen Schneefallereignis sollte mindestens 1.5 betragen;
- 4) Lückenlänge und Lückenbreite (gemäss NAIS und de Quervain 1979).

Keine der untersuchten Windwurfflächen konnte 20 Jahre nach dem Sturm alle Kriterien des Anforderungsprofils für Lawinenschutzwälder gemäss NAIS erfüllen. Auch andere in der Literatur genannte Kriterien für eine zuverlässige Lawinenschutz Wirkung konnten meist noch nicht erfüllt werden. Sieben Flächen haben immerhin eines der Lawinenschutzwaldkriterien vollständig erfüllt und 3 zusätzliche Flächen konnten zumindest ein Kriterium teilweise erfüllen. Keine der Flächen konnte die Kriterien „Deckungsgrad“ und „Stammzahl/ha“ vollständig erfüllen. Der BSH Faktor wird von insgesamt 5 Flächen erfüllt, wobei 3 zusätzliche Flächen einen Faktor von 1.4 aufweisen und damit das Kriterium bald erfüllen werden. Gemäss den angewendeten Kriterien könnte die Schutz Wirkung 20 Jahre nach dem Sturm in den meisten Fällen noch nicht gewährleistet werden. Bis die Kriterien in den meisten Fällen erfüllt werden können, wären zumindest nochmals 10 Jahre erforderlich. Die besten Voraussetzungen für eine rasche Erfüllung der Schutz Wirkung hatten dabei Flächen, bei denen vor dem Sturm bereits genügend Vorverjüngung vorhanden war.

Dieser eher pessimistischen Einschätzung der aktuellen Schutz Wirkung aufgrund der angewendeten Kriterien steht die Tatsache gegenüber, dass seit Vivian beim SLF keine Lawinen in Vivian-Flächen registriert wurden, obwohl mit 1999 und 2012 zwei sehr schneereiche Winter in diesen Zeitraum fielen. Dies deutet darauf hin, dass die Effekte von erhöhter Oberflächenrauigkeit durch Totholz und Verjüngung, welche in den angewendeten Kriterien noch nicht berücksichtigt worden sind, bei der Beurteilung der Lawinenschutz Wirkung

bisher unterschätzt wurden. In den folgenden Unterkapiteln wird deshalb näher auf diese Wirkungen eingegangen.

Eine der wichtigen offenen Fragen im Hinblick auf die langfristige Entwicklung der Schutzwirkung war, ob und wie stark die Moderholzverjüngung 20 Jahre nach dem Sturm Vivian bereits eingesetzt hat. Um dieser Frage nachzugehen und um die Bedeutung der Moderholzverjüngung im Vergleich zu anderer Naturverjüngung abzuschätzen, wurden zusätzliche Verjüngungsaufnahmen in belassenen Vivianflächen durchgeführt. Auf 15 belassenen Flächen in den Regionen Disentis/Muster, Scheid, Pfäfers und Schwanden wurde jeweils auf Plots von 10 m x 10 m das gesamte liegende Totholz ausgemessen, der Zersetzungsgrad bestimmt und Dichte und Höhe der Verjüngung erhoben. Zum Vergleich wurden entsprechende Verjüngungsaufnahmen jeweils auch auf gleichgrossen Kontrollplots auf anderen Substrattypen vorgenommen (Netzer 2010).

20 Jahre nach Vivian war das Holz bereits soweit abgebaut, dass sich darauf erste Verjüngung etablieren konnte. 27% der Stämme wiesen bereits Moderholzverjüngung auf. Damit waren die Verjüngungsdichten auf Moderholz für sehr kleine Bäumchen (< 5 cm) grösser als auf den Kontrollflächen ausserhalb des Moderholzes (Abb. 22). Verjüngungsdichte und Verjüngungshöhe nehmen dabei mit fortschreitender Holzzersetzung zu. Die Moderholzverjüngung wurde vor allem durch die Kronendeckung (Verjüngungsmaxima bei 40% Kronenbedeckung) und die Wärmesumme gesteuert, welche den Abbau des Holzes mit beeinflussen. Die auf den Kontrollflächen gemessenen Höhen der Naturverjüngung nach Vivian waren signifikant grösser als die Verjüngung auf Moderholz (Abb. 21-22). Während bei der Moderholzverjüngung ausschliesslich die Fichte vertreten war, ist ein Grossteil der Verjüngung auf den Kontrollflächen Laubholz, welches sich bereits kurze Zeit nach dem Sturm etablieren konnte. In den letzten Jahren fand auf den Kontrollflächen die Verjüngung vor allem auf noch vegetationsfreien Böden statt. Durch die langsame Zersetzung des Holzes sind die Bäume auf Moderholz noch nicht so weit entwickelt. Die meisten Bäumchen auf Moderholz sind kleiner als 5 cm und damit noch weit davon entfernt, eine Schutzfunktion übernehmen zu können (Abb. 22).

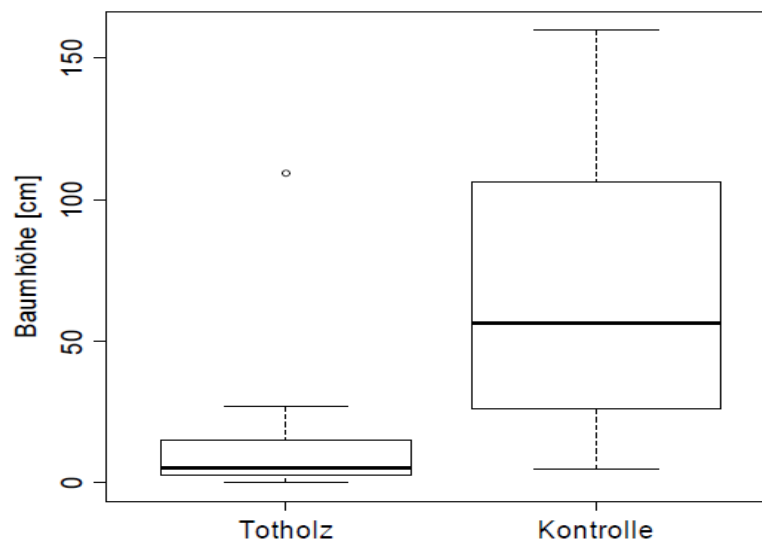


Abb. 21: Vergleich der Verjüngungshöhe auf Totholz mit der Höhe der Verjüngung auf anderen Substrattypen (Kontrolle), welche sich nach Vivian etablieren konnte. Quelle: Netzer (2010)

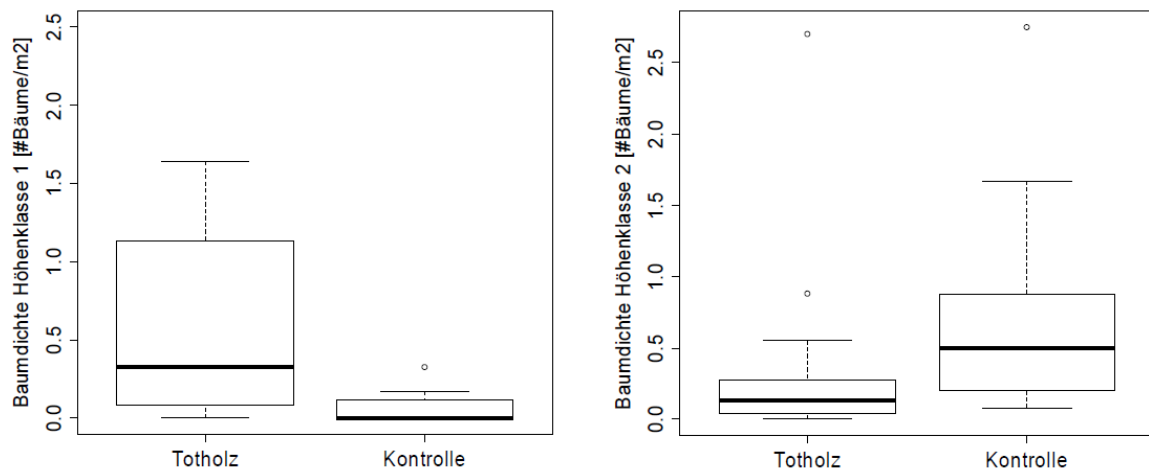


Abb. 22: Vergleich der Verjüngungsdichten auf Totholz mit der Verjüngungsdichte auf anderen Substrattypen (Kontrolle), welche sich ebenfalls nach Vivian etablieren konnte für Bäumchen < 5 cm (links) und > 5 cm (rechts). Quelle: Netzer (2010)

Auf Flächen, wo der Schutz vor Naturgefahren höchste Priorität hat und noch zu wenig Vorverjüngung vertreten ist, genügt ein Abwarten der Moderholzverjüngung daher offenbar nicht für eine genügend rasche Verjüngung. Aufgrund des grossen Anteils der Moderholzverjüngung unter 5 cm Höhe und insbesondere aufgrund von längerfristigen Untersuchungen in vergleichbaren Wäldern kann angenommen werden, dass mit fortschreitendem Zersetzungsgrad die Moderholzverjüngung in den nächsten 20 Jahren stark an Bedeutung gewinnt. So wurde beispielsweise in subalpinen Fichtenwäldern in den Westkarpaten festgestellt, dass zwar nach 10-20 Jahren Zersetzungsdauer die ersten (langsam wachsenden) Moderholzverjüngungsansätze aufkamen, dass aber ideale Bedingungen für Moderholzverjüngung erst nach 30-60 Jahren herrschen (Zielonka 2006). Für boreale Fichtenurwälder in Nordschweden werden sogar Vermoderungszeiträume von mindestens 50 Jahren für eine erfolgreiche Verjüngung auf frisch gefallenem Fichten angegeben (Hofgaard 1993).

Dank der schnelleren Zersetzung eignen sich feuchtere und stärker überschirmte Standorte (kleinere Streuschäden) besser zur Förderung der Moderholzverjüngung als grössere Windwurfflächen. Die Moderholzverjüngung trägt zurzeit noch nicht zu einer verbesserten Schutzwirkung bei, setzt aber jetzt ein und dürfte in 15-20 Jahren einen wichtigeren Beitrag leisten. Einmal mehr zeigt sich die sehr wichtige Rolle von bereits während dem Sturm vorhandener Vorverjüngung: dort wo genügend Vorverjüngung vorhanden war und diese nicht durch Sturmholz zerstört wurde, kann die Phase mit limitierter Lawinenschutz Wirkung von belassenen Windwurfflächen überbrückt werden.

3.2 Stabilität von liegenden Stämmen auf belassenen Windwurfflächen

In der belassenen Windwurffläche in Disentis wurden im Rahmen dieses Projekts Untersuchungen zur Stabilität und zur Dislokation von geworfenen Stämmen durchgeführt (Putallaz 2010, Abb. 23). Damit sollten 20 Jahre nach dem Sturm die mechanischen Eigenschaften der liegenden Bäume auf der ungeräumten Teilfläche in Disentis nochmals untersucht, mit früheren Aufnahmen der WSL verglichen und im Hinblick auf eine langfristige Schutzerfüllung von belassenem Windwurfholz bewertet werden. Die eingemessenen Stämme auf der belassenen Variante der Vivianfläche Disentis haben sich seit dem Jahr 2001 im Durchschnitt um 1.8 m (ca. 20 cm pro Jahr) hangabwärts bewegt. Im Vergleich zum Zeitraum zwischen 1990 und 2001, in dem sich die Stämme um durchschnittlich 13 cm pro Jahr verschoben haben, entspricht dies einer Steigerung der Dislokationsgeschwindigkeit um etwas mehr als 50%. Stammbrüche ereigneten sich dabei doppelt so häufig seit 2001 als im ersten Jahrzehnt der Beobachtungsperiode. Am stärksten bewegten sich die liegenden Stämme in den felsigen Partien der belassenen Teilfläche, wo die mittlere vertikale Bewegung seit 2001 fast 5 m oder 0.55 m/Jahr betrug. Auf den übrigen, nicht-felsigen Partien der Fläche, war die Dislokation grösser, je steiler das Gelände war. Im Gegensatz dazu bremsen die kreuz und quer liegenden Stämme sowie die aufkommende Verjüngung die Bewegung von anderen Stämmen. Die mittlere Wirkungshöhe der liegenden Stämme betrug im

Herbst 2009 noch 0.86 m. Sie hat damit seit der letzten Messung von Frey und Thee (2002) um 0.74 m oder 6.9 cm/Jahr abgenommen und beträgt somit nur noch rund 40% der im Jahr 1990 gemessenen Werte.

Die mittlere Belastung, welche ein Stamm im Jahr 2010 noch übernehmen konnte, erreichte 16.2 kN, was einer Schneehöhe von 1.78 m entspricht. Die Belastungen der 10 gemessenen Stämme variierten dabei in einem Bereich zwischen 7.5 und 27 kN, was in einer statischen Betrachtung einer Schneebelastung von 1.2 bis 2.3 m entspricht. Im Vergleich zu den Zugversuchen, welche im Jahr 2001 in Pfäfers durchgeführt wurden (Frey und Thee 2002), haben von Vivian geworfene Stämme durchschnittlich 9 kN Lastwiderstand verloren. Die Last von 16.2 kN entspricht einer internen Spannung von 1.8 N/mm² was nur rund 4% von dem entspricht, was bei gesundem Holz erwartet wird. Resistograph-Messungen zeigten, dass die Stämme im Mittel zu 41% einen starken Vermoderungsgrad aufwiesen. Der Vermoderungsgrad war dabei stark vom Kleinstandort innerhalb der Fläche abhängig, wobei insbesondere von Vegetation bedeckte Stämme stärkere Vermoderungsraten aufwiesen (Putallaz 2010).



Abb. 23: Einrichtungen für die Zugversuche auf der belassenen Windwurffläche in Disentis. Messapparatur, welche die Bewegungen der Stämme registriert. Quelle: Putallaz (2010)

Für den Lawinenschutz durch liegende Stämme auf der belassenen Windwurffläche wurden aus den Untersuchungen von Putallaz (2010) folgende Schlüsse gezogen: Der Lawinenschutz durch liegengebliebene Stämme war während den ersten zehn Jahren noch sehr effizient und auch nach 20 Jahren ist der Lawinenschutz für Schneehöhen bis mindestens zu einem Meter gesichert. Erst bei Schneedeckenmächtigkeiten von über 1.78 m, was einem 60-jährigen Ereignis entspricht, wurde der Schutz gegenüber Lawinenanrissen als ungenügend betrachtet. Im Winter 2011/2012 erreichten die Schneehöhen mit 126 cm bei der Station in Disentis und 155 cm bei der Station in Sedrun zum ersten mal seit einigen Jahren wieder Werte, welche in den Bereich der berechneten kritischen Schneebelastung für die Stämme fallen. Trotzdem wurden gemäss dem zuständigen Förster Werner Müller (Forstamt Disentis) in den grossen Sturmflächen Fontaunas/Stagias und Cumiera keine grösseren Schneerutsche oder gar Lawinen festgestellt. Auch hat es auf Grund von Gegenhangbeobachtungen keine auffälligen Stammverschiebungen gegeben (vgl. Abb. 24).



Abb. 24: Situation in der Vivian-Windwurffläche Disentis am 1.4.2012 (Foto W. Müller, Forstamt Disentis). Trotz relativ hohen Schneehöhen im Winter 2011/2012 waren keine Schneebewegungen und keine markante Stammverschiebungen zu beobachten.

Frühere Untersuchungen der WSL auf belassenen Vivianflächen (Frey und Thee 2002), die Folgeaufnahme im Jahr 2010 sowie die Bewährung während dem relativ schneereichen Winter 2011/2012 zeigen, dass liegengelassenen Stämme in den ersten 22 Jahren nach dem Sturm noch einen beträchtlichen Beitrag als Lawenschutz leisten können. In den letzten Jahren hat allerdings die Stabilität der Stämme nochmals stark nachgelassen, so dass viele der Stämme heute einem Extremereignis kaum mehr standhalten können. Damit würden im Fall eines Extremereignisses auch grössere Stammverschiebungen wahrscheinlicher, und die Wirkhöhe in Bereichen der Fläche wären so stark reduziert, dass bei einer sehr mächtigen Schneedecke und einem Fehlen von starken Verjüngungsansätzen, welche diese Schneedecke überragen, Lawinanrisse an exponierten Stellen eher möglich wären. Die Resultate der Stabilitätsuntersuchungen auf den Windwurfflächen von Disentis (Frey und Thee 2002 und Putallaz 2010) und Pfäfers (Frey und Thee 2002) lassen sich teilweise auf andere Lawinanrisszonen in hochmontanen und subalpinen Regionen der Schweiz übertragen. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass in niederschlagsreichen Gebieten der Voralpen die Zersetzung des Holzes schneller erfolgt und die Ansprüche der durchschnittlich mächtigeren Schneedecke an den Lawenschutz höher sind. Im Gegensatz dazu dürfte in den meisten kontinentaleren oder höheren Gebieten der Lawenschutz auf Windwurfflächen 20 Jahre nach dem Sturm eher noch als gewährleistet betrachtet werden.

Um abzuschätzen, wie gross eine Lawine ungefähr sein muss, damit die kreuz und quer liegenden Stämme der Windwurffläche Disentis noch bewegt werden bzw. noch einen bremsenden Effekt auf die Lawine ausüben, können die von Putallaz (2010) gemessenen Kräfte mit den Kräften verglichen werden, welche in verschiedenen grossen und verschiedenen schnellen Lawinen wirken. Unter der Annahme, dass die Beschleunigungsarbeit W gleich der Hälfte des Produkts der Lawinenmasse M und des Quadrats der Geschwindigkeitszunahme v ist, wenn von Null beschleunigt wird (Formel 1),

$$W = F \cdot s = M \cdot v^2 / 2 \quad (1)$$

W = Beschleunigungsarbeit

F = Zur Verschiebung nötige Kraft (entsprechend den Versuchen von Putallaz)

s = Distanz, um welche ein Stamm verschoben wird

M = Masse der Lawine

V = Geschwindigkeit der Lawine

sind für die Verschiebung der Stämme um einen Meter folgende Lawinendimensionen berechnet worden (Tab. 3).

Tab 3: Rechenbeispiele zum Zusammenhang zwischen Arbeit, welche zur Verschiebung von Stämmen auf der Windwurffläche Disentis notwendig ist, Lawinenmasse und Geschwindigkeiten.

Arbeit (kJ = kN * m)	Lawinenmasse (kg)	Geschwindigkeit (m/s)
10	800	5
10	200	10
25	2000	5
25	500	10

Um die Stämme der Windwurffläche Disentis, welche zurzeit mit Kräften im Bereich von 7 - 27 kJ bewegt werden können, zu verschieben, genügen demzufolge schon sehr kleine Lawinen, welche bei einer Geschwindigkeit von 5 m/s eine Masse von 800-2000 kg aufweisen. Bei einer Schneedichte von 400 kg/m³ (Altschnee) wären das nur ca. 2 - 5 m³ Schnee. Bei einer Schneedichte von 200 kg/m³ (Neuschnee) sind das entsprechend 4-10 m³. Diese Zahlenbeispiele zeigen, dass relativ kleine und langsame Lawinen bereits genügend Energie haben, um die Stämme zu bewegen. Sobald eine Lawine bedeutend mehr Masse und Geschwindigkeit aufweist, besteht die Gefahr, dass die Lawine mitsamt den Baumstämmen weiter an Geschwindigkeit und Zerstörungspotential gewinnt (Bartelt und Stöckli 2001). Auf der anderen Seite trägt die stark erhöhte Bodenrauigkeit auf Windwurfflächen durch Stämme und Verjüngung in der ersten Beschleunigungsphase sehr stark dazu bei, dass der Lawine Masse und damit Energie entzogen wird (vgl. Kapitel 2.3). Für die Behandlung von Windwurfflächen bedeutet dies, dass stehende oder liegende Baumstämmen bzw. Verjüngungsansätze möglichst lückenlos auf einer belassenen Windwurffläche verteilt sein sollten, und dass in steilem Gelände konturarme Lücken (ohne Bodenrauigkeitselemente) mit Längen von mehr als ca. 20 m (je nach Neigung und Lückenform) zusätzlich bepflanzt, nach Möglichkeit durch Verschiebung von Stämmen besser gefestigt oder zusätzlich temporär verbaut werden sollten.

Zusammen mit der sehr unterschiedlichen Entwicklung von Windwurfflächen nach Vivian (Kap. 3.1) bestätigen diese Betrachtungen im Grundsatz die Empfehlungen, welche in der Entscheidungshilfe gegen Sturmschäden im Wald (BUWAL 2000) in Bezug auf den Lawinenschutz gegeben wurden. Es bestätigt sich aber auch, dass es kein allgemeines Patentrezept für den Umgang mit Störungsflächen in Schutzwäldern gibt und dass letztendlich jeder Fall individuell beurteilt und die Risiken bewertet werden müssen. Die Variante Holz liegenlassen kann dabei 22 Jahre nach dem Sturm sicher als geglücktes Experiment bezeichnet werden und schneidet im Vergleich mit Handlungsalternativen, welche Räumung und Verbauung einschliessen in vielen Fällen immer noch besser ab. Die Untersuchungen weisen aber auch auf mögliche Limiten einer nachhaltigen Schutzwirkung ohne begleitende Massnahmen und ohne bereits vorhandene Vorverjüngung hin. Das heisst, je nach Verhältnissen (Schadenpotential, Vorverjüngung, Topographie, Schneeeverhältnisse, Grösse von Lücken ohne Bodenrauigkeitselemente) braucht es noch ergänzende Massnahmen wie Ergänzungspflanzungen (verbunden mit partieller Räumung) und/oder temporären Verbauungen. Da Stellen mit limitierter Schutzwirkung vor Lawinen vielfach sowohl örtlich wie auch zeitlich deutlich begrenzt sind, kann davon ausgegangen werden, dass Ergänzungen der Variante „Holz liegenlassen“ mittels Ergänzungspflanzungen und/oder temporären Verbauungen sowie einer gezielten Sicherung von liegenden Stämmen aus einer Risikobetrachtung heraus in vielen Fällen sinnvoll sind. Wegen den beträchtlichen Verschiebungen der Stämme im Laufe der Zeit ist es dabei wichtig, dass die Situation regelmässig im Feld überprüft wird und allenfalls zusätzliche Massnahmen ergriffen werden. Dies ist insbesondere in steinschlaggefährdeten Windwurfflächen sehr wichtig, da sich hinter dem toten Holz Steine ansammeln, welche bei fortschreitenden Verschiebungs- und Holzzersetzungsprozessen ein zunehmendes Gefahrenpotential bedeuten.

3.3 Lawinenanrisse im Wald

Um begünstigende Bedingungen für Lawinenanrisse im Waldbereich zu studieren, wurden seit den 1980er Jahren Waldlawinen erfasst und die wesentlichen Standorts-, Wald-, und Schneeparameter erhoben (Schneebeli und Meyer-Grass 1993, Bebi et al. 2009). In den letzten Jahren wurden diese Daten ergänzt und im Hinblick auf neue Fragestellungen ausgewertet. Nebst der Wiederaufnahme von Waldstrukturen in ehemaligen Waldlawinenanrissflächen standen dabei zwei Aspekte im Vordergrund, welche im Zusammenhang mit der

Wirkung von Windwurf- und anderen Störungsflächen sowie allgemein für die Wirkung des Lawinenschutzwaldes unter sich änderndem Klima relevant sind. Erstens: Aufgrund von 43 grösseren Waldlawinen, bei denen Anrissgebiet und Auslauflänge gut dokumentiert sind, wurde der Einfluss von Waldstruktur, Topographie und Lawineneigenschaften auf die Reichweite einer Lawine analysiert, wobei ein spezieller Fokus auf Bodenrauigkeitsparameter und der Wirkung von Verjüngung gelegt wurde (Teich et al. 2012a). Und zweitens: Mittels statistischer Analysen von Schnee- und Witterungsbedingungen unmittelbar vor und während Waldlawinenergebnissen und mittels Trendanalysen wurde getestet, ob kritische Witterungsbedingungen für das Anreissen von Waldlawinen während der letzten 41 Jahre häufiger oder weniger häufig geworden sind (Teich et al. 2012b).

Reichweite von Waldlawinen und Bremswirkung des Waldes

Daten zu Waldlawinen wurden bisher hauptsächlich hinsichtlich der Wirkung des Waldes zur Verhinderung von Lawinenanrissen, jedoch kaum hinsichtlich der Bremswirkung des Waldes bzw. der Reichweite und damit dem Zerstörungspotential einer Lawine untersucht. Um diese Wissenslücke zu schliessen, wurde von gut dokumentierten Waldlawinen die Länge der Lawine in Abhängigkeit von Topographie, Lawinen-, und Waldeigenschaften untersucht (Teich et al. 2012a). Dabei zeigte sich, dass in erster Linie die Beschleunigungsdistanz in einer Waldlücke bzw. oberhalb der Waldgrenze darüber entscheidet, ob eine Lawine von Wald gebremst werden kann. Grössere Lawinen, welche mehr als ca. 150 m oberhalb der Waldgrenze anreissen, haben bis zum Auftreffen auf den Wald soviel Energie, dass die Waldstruktur weiter unten kaum einen Einfluss auf die Auslaufdistanz hat. Lawinen mit kleineren Beschleunigungsdistanzen werden in der Regel durch den Wald gestoppt, wobei die Waldstruktur inn- und knapp unterhalb des Anrissgebietes einen grossen Einfluss auf die Lawinenlänge hat (Abb. 25a). Die Stammzahl im Bereich und knapp unterhalb des Anrissgebietes beeinflusst die Auslaufdistanz signifikant. Interessant ist die Feststellung, dass vor allem die Stammzahl von kleinen Bäumen (< 15 cm BHD) im Anrissgebiet die Auslaufdistanz und damit das Gefährdungspotential einer Lawine reduziert (Abb. 25b). Dies kann vor allem damit erklärt werden, dass kleine Bäume mit Ästen bis zum Boden die Geländerauhigkeit erhöhen und die Lawinenmasse verringern (Teich et al. 2012a). Die grosse Rolle der Bodenrauigkeit zeigt sich auch, wenn Lawinenlängen von Gleitschneelawinen mit Schnee Brettern oder Lockerschneelawinen verglichen werden (Abb. 25c): Gleitschneelawinen werden stärker durch Bodenrauigkeitselemente gebremst (bzw. deren Beschleunigung wird dadurch eher verhindert), so dass sie normalerweise bedeutend kleinere Auslaufdistanzen erreichen als andere Lawinenformen. Von den topographischen Einflussgrössen hatte die Geländeform einen grossen Einfluss auf die Länge der Lawine (längere Auslaufdistanz in Muldenformen (konvex) als in ebenen oder konkaven Formen, Abb. 25d). Die Hangneigung hatte hingegen einen kleinen Einfluss auf die Auslaufdistanz, was auf den ersten Blick erstaunt, aber damit erklärt werden kann, dass der Bereich in dem Waldlawinen anreissen können recht klein ist (meist zwischen ca. 35 und 55 Grad) und in steilerem Gelände angerissene Lawinen häufig nur kleine Massen aufwiesen.

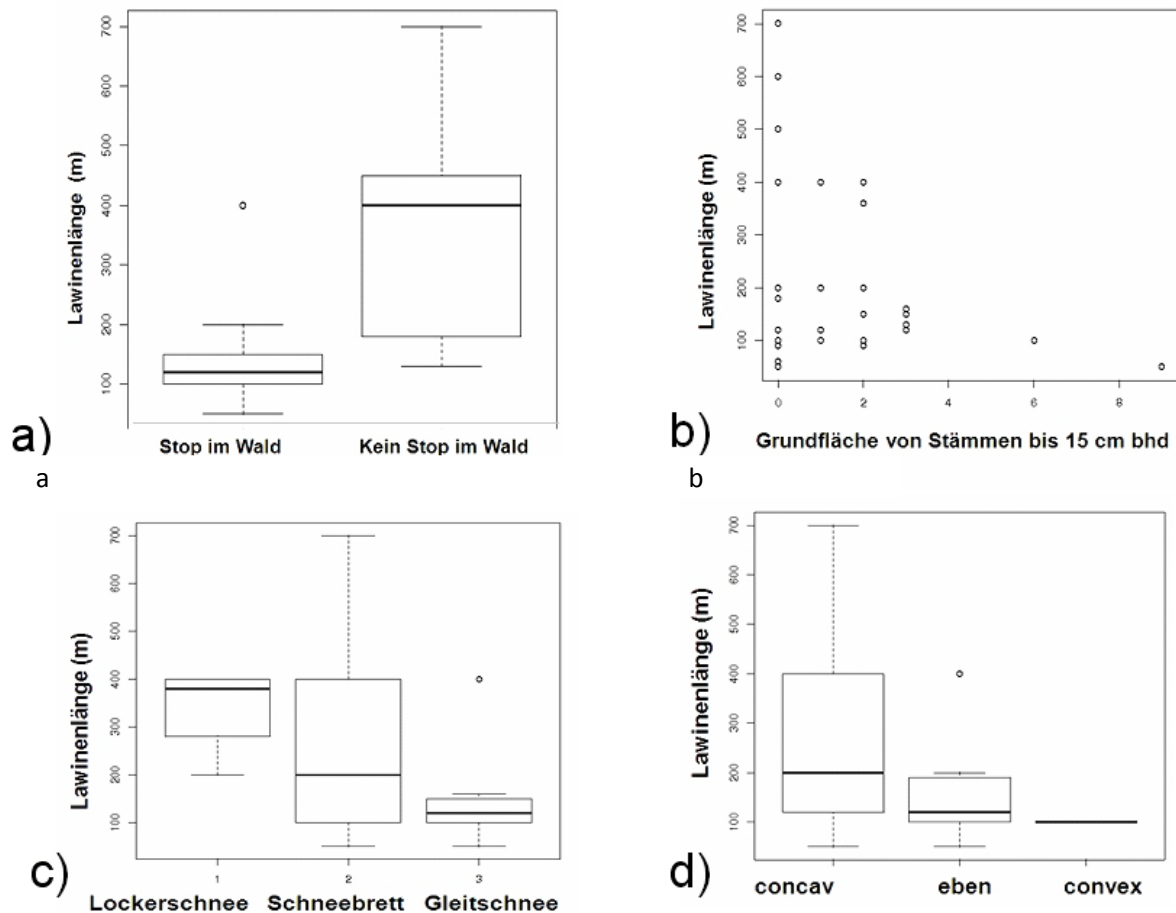


Abb. 25: Abhängigkeit der Lawinenlänge von verschiedenen Faktoren: a) davon, ob die Lawine im Wald gebremst wurde oder nicht; b) von der Grundfläche kleiner Stämme (BHD < 15 cm); c) von der Art der Lawine und d) von der Topographie.

Wetter- und Schneebedingungen bei Waldlawinenereignissen

Wetter- und Schneebedingungen während Waldlawinenereignissen konnten mittels einer Clusteranalyse in zwei Kategorien eingeteilt werden (Teich et al. 2012b), nämlich in Neuschneewaldlawinen und andere Waldlawinen. Neuschneewaldlawinen reissen typischerweise während Perioden von starkem Schneefall, wenig Sonneneinstrahlung, viel Wind und unter permanent kalten Temperaturen an. Eine seltene Form von Neuschneewaldlawinen sind Wildschneelawinen, welche aus feinem, sehr leichtem und lockeren Schnee bestehen, der wegen fehlender Einstrahlung und kalten Temperaturen während des Schneefalls wenig durch die Interzeption von Bäumen beeinflusst wird und von Bäumen weniger gebremst werden kann. Lawinen der Kategorie andere Waldlawinen weisen einen etwas breiteren Bereich von meteorologischen Bedingungen auf, bei denen sie auftreten können. Typischerweise konnten sie nach Perioden mit ergiebiger Sonneneinstrahlung, Erwärmung und/oder nasser Schneedecke als Alt- und Nassschneelawinen beobachtet werden. Relativ häufig treten diese Lawinen im Zusammenhang mit Regenereignissen auf, nach denen die Schneedecke vollständig durchfeuchtet wurde und somit der stabilisierende Effekt von Bäumen und die durch Interzeption gestörte Schneesichtung vermindert wird. Im Vergleich zu Freilandlawinen finden Waldlawinen bei mächtigeren Schneedecken statt, da dann der Einfluss der Bodenrauigkeit im Wald verringert ist.

In den letzten 41 Jahren (seit dem Vorhandensein von genügend zuverlässigen Messdaten im Schweizerischen Alpenraum) hat die Anzahl von potentiellen Waldlawinentagen, d.h. Kombinationen von begünstigenden Schnee- und Witterungsbedingungen, abgenommen (Abb. 26), und zwar für alle betrachteten Höhenstufen und sowohl für Neuschneewaldlawinen (an 11 von 14 Messstationen, bedingt durch eine Abnahme von kalten Schneefallperioden) als auch für andere Waldlawinen (an 12 von 14 Messstationen (Teich et al. 2012b)). Für Neuschneewaldlawinen konnte dieser abnehmende Trend erwartet werden, da bei wärmer werdendem Klima

mehrtägige Schneefallperioden mit anhaltend kalten Temperaturen weniger wahrscheinlich werden. Der negative Trend während den letzten gut 40 Jahren ist bei den Neuschneelawinen denn auch relativ deutlich (Abb. 26, links). Die Abnahme an anderen Waldlawinentagen kommt hingegen etwas überraschend, da aufgrund der nasser werdenden Schneedecke und mehr Regenereignissen auch eine Zunahme von Nassschneelawinen erwartet werden kann (vgl. auch Perzl und Kammerlander 2010). Offenbar haben aber die abnehmenden Schneemächtigkeiten und die weniger langen Zeiträume mit genügend mächtiger Schneebedeckung für Waldlawinen vor allem in tieferen Lagen diesen Effekt in den letzten 41 Jahren kompensiert.

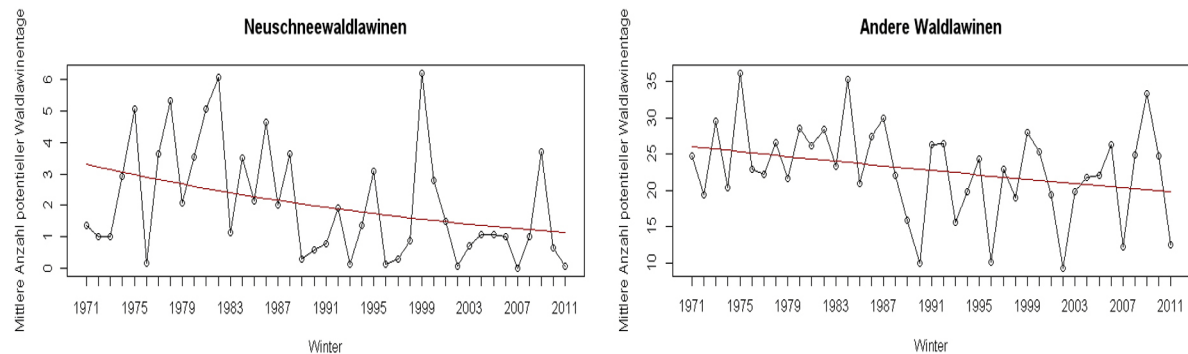


Abb. 26: Trend von Schnee- und Witterungsbedingungen, welche zu Lawinenanrissen im Wald führen können, aufgeteilt in Neuschneewaldlawinen (links) und andere Waldlawinen (rechts) zwischen 1971 und 2011. Quelle: Bebi et al. (2012)

Am wenigsten zu erwarten ist ein abnehmender Trend beim Vorkommen von Gleitschneelawinen, da deren Anreissen durch wärmere Bodentemperaturen, insbesondere vor dem ersten Einschneien und durch Wärmeeinbrüche im Winter gefördert wird (In der Gand 1968). Die Anzahl der Gleitschneelawinen in unserem Waldlawinendatensatz war zu klein, um daraus auch einen eindeutigen Trend ablesen zu können. Es kann aber angenommen werden, dass zumindest für höher gelegene Hänge die Gefährdung durch Schneegleiten in Waldlücken und sehr offenem Wald nicht abnehmen sondern stärker wird, wenn die Voraussetzungen dafür (glatte Gleitschicht ohne Bodenrauigkeit, genügend mächtige Schneedecke, eher südliche Exposition bzw. genügend Einstrahlung) gegeben sind. Ähnlich wie bei der Schneedruckgefährdung (Kap. 2.4) ist es aufgrund der aktuellen Klimaszenarien wahrscheinlich, dass die Zone in der Gleitschneelawinen im Wald auftreten (heute vor allem unterhalb von ca. 1300 m.ü.M.), immer mehr nach oben steigt. Ebenfalls zu einer erhöhten Gleitschneegefährdung könnte eine Vergrößerung des Laubwaldanteils in bisher nadelwalddominierten Gebirgswäldern führen: Die überwiegende Mehrheit der bisher am SLF registrierten Gleitschneelawinen im Wald hat sich in Buchenwäldern gelöst (vgl. Beispiel in Abb. 27). Wo Buchenlaub und/oder Grasvegetation ohne zusätzliche Bodenunebenheiten glatte Gleitflächen bilden, konnten sich nach Neuschneefällen (und nachfolgender Erwärmung) auch bei relativ hohem Kronendeckungsgrad und bereits sehr schmalen Schneisen, welche kaum im Luftbild erkannt werden, Gleitschneeanrisse bilden. Da solche Gleitschneeanrisse nicht von einer langandauernden Schneedecke abhängen und schon nach einzelnen intensiven Schneefallperioden auftreten können, mit denen auch in Zukunft bis in die Buchenwaldstufe hinab gerechnet werden muss, wird zumindest die relative Bedeutung solcher Gleitschneelawinen im Vergleich mit anderen Waldlawinen zunehmen. Ein Beispiel einer solchen Gleitschneewaldlawine im Nadelwald, welche am 25.02.2012 die Albulapassstrasse verschüttete, zeigt Abb. 28. Eine erhöhte Bodenrauigkeit durch einzelne zusätzliche stehende oder querliegende (gesicherte) Bäume hätte die Verschüttung der Strasse wahrscheinlich verhindert.

Im Gegensatz zu Waldlawinen, welche an typische Schnee- und Witterungsbedingungen gebunden sind, zeichnen sich für weiter oben anreissende Lawinen keine klaren Trends ab (Latarnser und Schneebeil 2002, Eckert et al. 2010). Entsprechend dem höheren Anteil an Regen und Nassschnee auch in höheren Regionen, ist aber tendenziell von einer relativen Zunahme von Nassschneelawinen im Vergleich zu trockenen Lawinen zu rechnen (Martin et al. 2001). Dies könnte in Zukunft den Verlauf von bisher bekannten Lawinenzügen unter Umständen beeinflussen. Es ist aber davon auszugehen, dass sich das Ausmass und die Frequenz von Waldschäden durch oberhalb des Waldes angerissene Lawinen in den nächsten Jahrzehnten nicht wesentlich ändern werden.



Abb. 27: Gleitschneeanrissgebiet in Buchenbestand mit glatter Gleitfläche im Prättigau.



Abb. 28: Waldlawine in Filisur, welche im Februar 2012 die Albulastrasse verschüttete.

3.4 Fazit zu Kapitel 3: Lawinenschutzwirkung im Wald und auf belassenen Windwurfflächen:

1: Erhöhte Oberflächenrauigkeit durch Verjüngung und Totholz trägt wesentlich dazu bei, Lawinenanrisse zu verhindern und einer Lawine während der Beschleunigungsphase bereits viel Masse zu entnehmen, so dass sie nur eine sehr geringe Reichweite erhält. Massnahmen zur Verbesserung der Verjüngungssituation und der Oberflächenrauigkeit direkt in Lawinenanrissgebieten können deshalb einen sehr wertvollen Beitrag zum Lawinenschutz leisten. Wichtig ist dabei, dass der obere Teil von Lücken gut gesichert und verjüngt wird, da schon relativ kleine Schneebewegungen ausreichen, um liegendes Totholz zu bewegen und junge Bäume zu entwurzeln.

2: Die Verjüngung auf Vivian-Windwurfflächen erfüllt aufgrund von NAIS-Kriterien (und anderen hier angewendeten Kriterien) die Anforderung an eine zuverlässige Lawinenschutzwirkung in der Mehrheit der Fälle noch nicht. Das Vorhandensein von Vorverjüngung vor dem Sturm war für das Erreichen einer möglichst grossen Oberhöhe auf den untersuchten Flächen wichtiger als die Höhenlage. Moderholzverjüngung setzt zwar 20 Jahre nach dem Sturm ein und wird in den nächsten 20 Jahren wahrscheinlich stark zunehmen, kann aber bisher noch keinen wesentlichen Beitrag zur Erhöhung der Schutzwirksamkeit auf Windwurfflächen liefern. Aufgrund der abnehmenden Schutzwirkung des liegenden Holzes und der noch nicht vollständigen Lawinenschutzwirkung durch die Verjüngung, befinden sich Windwurfflächen 20 Jahre nach dem Sturm somit in einer relativ heiklen Phase mit insgesamt reduziertem Lawinenschutz. Zusammen mit der Wirkung der kreuz- und querliegenden Stämme, konnten bisher aber Lawinenanrisse auf belassenen Windwurfflächen verhindert werden. Dies deutet zusammen mit den Untersuchungen in Waldlawinenanrissflächen darauf hin, dass die Bedeutung von Oberflächenrauigkeit durch Totholz und aufkommende Verjüngung bei Kriterien zur Beurteilung der Lawinenschutzwirkung bisher unterschätzt wurden.

3: Die Untersuchungen 20 Jahre nach Vivian weisen insgesamt stark darauf hin, dass das Liegenlassen von Totholz nach Windwürfen und Borkenkäferkalamitäten eine wichtige Handlungsalternative ist, welche bei einer Zunahme von natürlichen Störungen in Zukunft noch an Bedeutung gewinnen dürfte. Allerdings muss dabei jeder Fall individuell beurteilt und die Risiken bewertet werden. Eine sehr wichtige Rolle spielt dabei nebst dem darunterliegenden Schadenpotential und verschiedenen Standortsfaktoren das Vorhandensein von Vorverjüngung: Wo diese fehlt, müssen insbesondere in glatten Flächen ohne querliegende Stämme zusätzliche (punktuelle) Aufforstungen oder technische Verbauungen in Erwägung gezogen werden.

4: Ein in Bezug auf die Schutzfunktion optimiertes Totholzmanagement wird mit fortschreitendem Klimawandel immer wichtiger. Dabei gilt es, die Vorteile von liegendem Totholz (Oberflächenrauigkeit, Abbremsen von Lawinen und Steinschlag, Substrat für Moderholzverjüngung) vorsichtig und nach Region und Standort differenziert mit potentiellen Nachteilen (Borkenkäferausbreitung direkt nach Störungsereignissen, Zwischenlager von Steinen hinter sich zersetzendem Totholz, feines Totholz als Brandgut) abzuwägen, wofür mehr Langzeitforschung nötig ist.

5: Auch wenn typische Witterungsbedingungen für Waldlawinen einen abnehmenden Trend zeigen, sind diese auch zukünftig zu beachten und können wegen der starken jährlichen Variabilität auch in Zukunft auftreten. Dies gilt vor allem für nasse Gleitschneelawinen, welche in SW bis SO-exponierten Wäldern in Zukunft auch in höheren Lagen vermehrt auftreten können. Zu beachten ist dabei, dass Schneegleiten bei einer glatten Oberfläche (z.B. Buchenlaub, Reitgras, niederliegende Zwergsträucher) ohne zusätzliche Stützpunkte bereits in sehr schmalen Waldlücken möglich ist.

4. Rückwirkungen von Waldveränderungen auf das Klima

4.1 Einleitung

Wälder spielen eine wichtige Rolle für das globale Klimasystem. Sie beeinflussen hydrologische, biogeochemische und energetische Kreisläufe an der Erdoberfläche (Bonan 2008a). Bei der Ausdehnung von Wäldern wird insbesondere die Kohlenstoffspeicherung und die damit einhergehende CO₂-Reduktion in der Atmosphäre als wichtiger Beitrag zum Klimaschutz angesehen. Daher wurde in einer Entscheidung zum Kyoto-Protokoll (Decision 11/CP.7) festgehalten, dass es den Unterzeichnerstaaten erlaubt ist, Änderungen im Kohlenstoffhaushalt aufgrund von Landnutzungswandel und forstlichen Eingriffen, in ihre Emissionsbilanz einzubeziehen (UNFCCC 2001).

In jüngerer Vergangenheit gibt es jedoch vermehrt Studien, die verdeutlichen, dass Landnutzung und Forstwirtschaft das Klima der Erde nicht nur über den Faktor CO₂ beeinflussen (Arora und Montenegro 2011, Bonan 2008b, Betts et al. 2007). Es sollten auch sogenannte biogeophysikalische Effekte berücksichtigt werden. Zwei der wichtigsten biogeophysikalischen Effekte, die bei einem Übergang von landwirtschaftlich genutzten Flächen hin zu Wald berücksichtigt werden müssen, sind eine veränderte Evapotranspiration und eine veränderte Albedo. In globalen Untersuchungen konnte zum einen gezeigt werden, dass verstärkte Evapotranspiration in tropischen Wäldern und die dadurch verstärkte Bewölkung zu einer zusätzlichen Abschwächung der Klimaerwärmung führen. Zum anderen zeigen die Resultate dieser Studien, dass die Evapotranspiration in nördlichen Breiten von untergeordneter Bedeutung ist und sich dort die Änderung der Albedo sehr stark auswirkt (Bathiany et al. 2010, Bala et al. 2007). Eine niedrige Albedo bedeutet, dass sehr viel Strahlung absorbiert wird und dem System Erde dadurch mehr Energie zugeführt wird als bei einer hohen Albedo. Landoberflächen die von niedriger Vegetation bedeckt sind, haben in der Regel eine höhere Albedo als beispielsweise Wälder. Besonders ausgeprägt ist dieser Unterschied bei langanhaltender Schneebedeckung. Dies bedeutet, dass die niedrige Albedo von Wäldern zu einer Erwärmung der Erde beiträgt und den Auswirkungen der CO₂-Speicherung entgegenwirkt.

Der Einfluss von Albedo-Effekt und CO₂-Effekt kann regional sehr unterschiedlich sein. Trotzdem gibt es bisher nur wenige Studien zum Albedo-Effekt auf lokaler oder regionaler Ebene (Kirschbaum et al. 2011, Montenegro et al. 2009, Schwaiger und Bird, 2010). Für die Schweiz und alle übrigen Alpenländer fehlt noch immer eine Quantifizierung des Albedo-Effekts, obwohl die Relevanz der Albedo hier durch eine langanhaltende Schneebedeckung ausserordentlich hoch ist. Die besonders detaillierte Datengrundlage der Schweiz ermöglicht es, den Albedo-Effekt räumlich sehr gut aufzulösen. In diesem Kapitel standen deshalb folgende Fragestellungen im Fordergrund: 1. Welchen Einfluss hat der Albedo-Effekt im Vergleich zum CO₂-Effekt der Waldausdehnung im Schweizerischen Berggebiet auf den gesamten Strahlungsantrieb und damit auf die Klimarückkopplung?; 2. Wie wirkt sich die Höhenlage bzw. die Dauer der Schneebedeckung darauf aus?; 3. Wie wirken sich weitere Dichtezunahmen im Wald verglichen mit dem Neueinwachsen von bisher baumlosen Wiesen und Weiden aus?

4.2 Daten und Methoden

Grundlage für einen Landnutzungswandel in der Schweiz ist die Arealstatistik (Humbel et al. 2010). Bisher gab es drei Inventurperioden, in denen die Landbedeckung der Schweiz aufgenommen wurde. Die einzelnen Erhebungen beziehen sich auf die Zeiträume 1979-85, 1992-97 und 2004-09. Da die Auswertungen der letzten Periode noch andauern und Teile der Südost-Schweiz noch fehlen, wurden zunächst nur die Arealstatistiken von 1979-85 und 1992-97 verwendet. Diese enthalten detaillierte Daten zur Landnutzung für die gesamte Schweiz. Zunächst wurden die beiden Arealstatistiken durch eine veränderte Klassifikation auf 5 wesentliche Landnutzungsklassen reduziert: Wald, offener Wald, intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen, extensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen und Sonstige. Durch räumliche Überlagerung der beiden Datensätze konnte festgestellt werden, wo und in welcher Form sich ein Landnutzungswandel zwischen den beiden Inventurperioden vollzogen hatte. Von besonderem Interesse für diese Arbeit sind die Transitionen von intensiv und extensiv bewirtschafteten landwirtschaftlichen Flächen hin zu offenem Wald und hin zu geschlossenem Wald (Abb. 29).

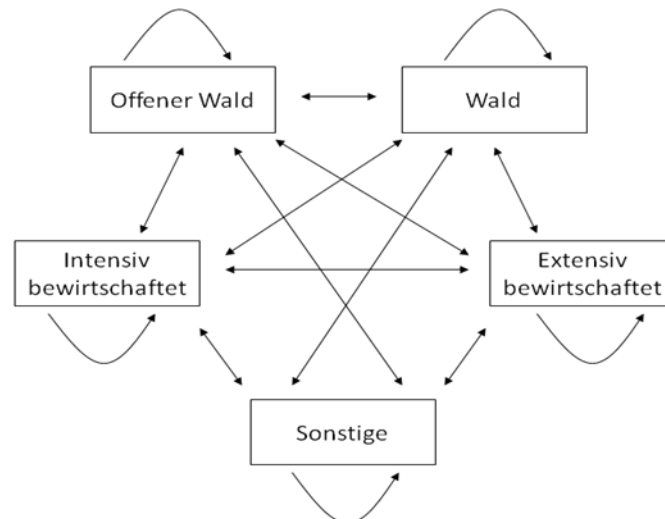


Abb. 29: Transitions-Diagramm mit 25 möglichen Landbedeckungs-/Landnutzungstransitionen. Abgeleitet aus den Arealstatistiken 1979/85 und 1992/97.

CO₂-Effekt und Albedo-Effekt von einem Landnutzungswandel können mit Hilfe des Konzepts „Radiative Forcing“ (=Strahlungsantrieb) miteinander verglichen werden (Forster et al. 2007). Die Idee des Radiative Forcings ist es, dass eine Störung des Strahlungshaushalts der Erde in eine Temperaturänderung an der Erdoberfläche übersetzt werden kann, die in ihrer Grössenordnung unabhängig davon ist, auf welche Art und Weise der Strahlungshaushalt gestört wird. Die Strahlungsbilanz sollte dabei auf den Übergang von Troposphäre zu Tropopause und nicht auf die Erdoberfläche bezogen werden. Angewandt auf unseren konkreten Fall bedeutet dies, dass CO₂-Effekt und Albedo-Effekt direkt miteinander verglichen werden können, wenn bekannt ist, wie stark sich der Strahlungshaushalt der Erde bezogen auf den jeweiligen Effekt in Watt pro Quadratmeter an der Oberseite der Troposphäre ändert.

Albedo-Forcing

Der Strahlungsantrieb durch eine Albedoänderung kann berechnet werden, indem die veränderte Absorption von Sonnenstrahlung an der Erdoberfläche sowie in der Atmosphäre berücksichtigt wird (Montenegro et al. 2009). Damit ergibt sich folgender Ausdruck: $RF_{ab} = I(\Delta\alpha) + 0.23I(-\Delta\alpha)$. RF_{ab} ist das Albedo-Forcing, I ist die Globalstrahlung an der Erdoberfläche, $\Delta\alpha$ ist der Unterschied der Albedo zwischen unterschiedlichen Landbedeckungen und 0.23 ist ein Faktor, der die Absorption in der Atmosphäre für eine durchschnittliche Bewölkung berücksichtigt. Zur Berechnung des Radiative Forcing müssen folglich Globalstrahlung und Albedoänderung bekannt sein.

Die Globalstrahlung der Schweiz für jeden Monat der Jahre 2004-2010 wurde von MeteoSwiss als Gitterdatensatz in einer Auflösung von 2.2 km zur Verfügung gestellt (MeteoSwiss 2011). Daraus konnten Mittelwerte der Globalstrahlung für jeden Monat flächenspezifisch berechnet werden. In Tab. 4 sind monatliche Mittelwerte für Flächen innerhalb von drei verschiedenen Höhenstufen dargestellt.

Die Albedo unterschiedlicher Landklassen wurde mit dem „MODIS Albedo Product“ (Schaaf 2010) und der Arealstatistik der Schweiz berechnet (Humbel 2007, Humbel et al. 2010). Da die mit Hilfe des Satellitensensors MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) berechneten Albedowerte jedoch eine Auflösung von 500 m aufweisen und die Arealstatistik der Schweiz eine Auflösung von 100 m, konnte nicht einfach jeder Landklasse der Schweiz ein MODIS-Albedowert zugeordnet werden. Aufgrund der sehr kleinräumigen Struktur der Schweizer Landschaft gab es ausserdem kaum Albedo-Pixel, die ausschliesslich über einer einzigen Landklasse aufgenommen worden waren. Daher wurden zwei unterschiedliche Methoden zur Berechnung landklassen-spezifischer Albedowerte genutzt. In einem ersten Ansatz wurden zunächst nur solche Albedo-Pixel verwendet, die zu mindestens 92% von einer bestimmten Landklasse bedeckt waren (vgl. Kvalevåg et al. 2010). Dadurch konnten Mischpixel weitgehend ausgeschlossen und nur einheitliche Pixel verwendet werden. Allerdings gehörten bis zu 8% zu einer anderen Landklasse.

Ein zweiter Ansatz bestand darin landklassenspezifische Werte in Anlehnung an einen Ansatz aus der Fernerkundung, dem sogenannten „Linear Spectral Unmixing“ zu berechnen. Ausgangspunkt dieses Ansatzes

war die Annahme, dass sich die Albedowerte unterschiedlicher Landklassen linear überlagern, wobei diese Annahme in vielen Fällen gerechtfertigt ist (Quintano et al. 2012). Demnach setzte sich ein von MODIS ermittelter Wert aus den flächenanteilig gewichteten Albedowerten unterschiedlicher Landklassen zusammen. Da die jeweiligen Flächenanteile eines Pixels aus der Arealstatistik bekannt waren, konnte ein lineares Gleichungssystem formuliert werden, welches als Unbekannten die jeweiligen landklassen-spezifischen Albedowerte enthielt. Weil es sich um ein überbestimmtes Gleichungssystem handelte, wurde zur Lösung als zusätzliches Kriterium das der kleinsten Quadrate eingeführt.

Von MODIS werden nicht nur Albedowerte sondern auch Informationen bereit gestellt, ob die Albedo bei Schneebedeckung oder ohne Schneebedeckung aufgenommen wurde. Daher konnten die Methoden zur Berechnung landklassen-spezifischer Albedowerte auf Pixel mit und ohne Schneebedeckung angewendet und jeder Landklasse zwei Albedos zugeordnet werden. Die Albedo für einen bestimmten Zeitraum und eine bestimmte Fläche hängt entsprechend davon ab, wie lange diese Fläche schneebedeckt ist. Monatliche Daten zur Schneebedeckungsdauer einzelner Pixel wurden von Huesler et al. (2012) aus AVHRR-Satellitendaten abgeleitet. Diese Daten wurden genutzt um beide Albedos (mit/ohne Schneebedeckung) über die Schneebedeckungsdauer zu gewichten und so eine durchschnittliche monatliche Albedo zu berechnen. Mittelwerte für die monatliche Schneebedeckung von Flächen in den Höhenstufen 0-600 m.ü.M., 600-1200 m.ü.M. und über 1200 m.ü.M. zeigt Abb. 30).

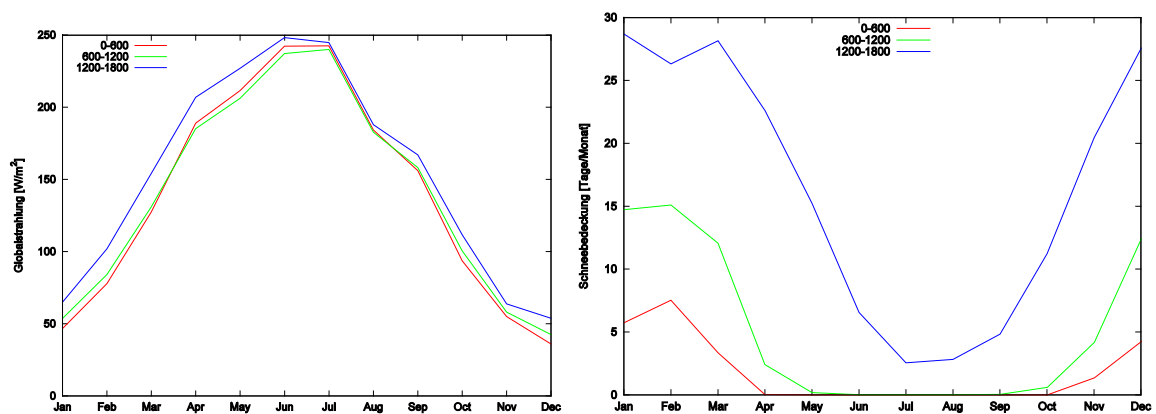


Abb. 30 a+b: In Abb. 30a ist die durchschnittliche monatliche Globalstrahlung für Flächen der Höhenstufen 0-600 m.ü.M., 600-1200 m.ü.M. und über 1200 m.ü.M. dargestellt. Abb. 30b zeigt die monatliche Schneebedeckungsdauer, ebenfalls für diese Höhenstufen.

CO₂-Forcing

Für eine Änderung der CO₂-Konzentration kann der Strahlungsantrieb über Modelle zum Strahlungstransport in der Atmosphäre berechnet werden. Mit Hilfe von verschiedenen Modellen konnte eine vereinfachte Form zur Berechnung des CO₂-Strahlungsantriebes gefunden werden (Myhre et al. 1998). Sie lautet: $RF_{CO_2} = 5.35 \ln(1 + \Delta CO_2 / CO_2)$. Dabei ist RF_{CO_2} das CO₂-Forcing, ΔCO_2 ist die CO₂-Konzentrationsänderung in der Atmosphäre (ausgelöst z.B. durch Landnutzungswandel) und CO_2 ist die CO₂-Konzentration in der Atmosphäre zu einem bestimmten Zeitpunkt. Jährliche Mittelwerte für die CO₂-Konzentration können der bekannten Langzeit-Messreihe auf dem Mauna Loa entnommen werden (Tans and Keeling 2012). Damit ist die einzige Unbekannte in der angegebenen Gleichung zum CO₂-Strahlungsantrieb die Variable ΔCO_2 .

Im Folgenden wird dargelegt, wie ΔCO_2 ermittelt werden kann. Wälder speichern Kohlenstoff in ihrer Biomasse und in ihren Böden. Gleiches gilt für landwirtschaftlich extensiv und intensiv bewirtschaftete Flächen, wobei hier die Kohlenstoffspeicherung in der Biomasse im Vergleich zur Speicherung in Böden sehr gering ist und daher hier zunächst vernachlässigt wurde. Beispielsweise bei einem Übergang von einer extensiv bewirtschafteten Fläche hin zu Wald kann die Kohlenstoffspeicherung als Differenz aus Gesamtkohlenstoff Wald (Biomasse + Boden) und Gesamtkohlenstoff extensiv bewirtschaftete Flächen (Boden) berechnet werden (Bolliger et al. 2008). Diese Differenz der Kohlenstoffspeicherung kann dann durch einfache stöchiometrische Umformungen in eine CO₂-Konzentrationsänderung in der Atmosphäre übersetzt werden.

Daten zur Biomasse in Wäldern können mit Hilfe der Erhebungen des Landesforstinventars LFI berechnet werden (Brändli 2010). Das LFI enthält Informationen zum Volumen von Schaftholz und Rinde von Wäldern in

verschiedenen Regionen und Höhenstufen (Speich et al. 2011). Um daraus die gesamte Biomasse zu berechnen, müssen Biomasseexpansionsfaktoren, sowie Abschätzungen zur Holzdichte und des Kohlenstoffgehaltes hinzugezogen werden (Thürig und Schmid 2008). Der Kohlenstoffgehalt in Waldböden kann den Untersuchungen von Frank Hagedorn (2005) entnommen werden. Daten für den Kohlenstoffgehalt in Böden extensiv und intensiv bewirtschafteter landwirtschaftlicher Flächen wurden von Leifeld et al. (2005) übernommen. Die Biomasse von Wald in unterschiedlichen Höhenstufen ist implizit in den Daten des LFI enthalten. Der Kohlenstoffgehalt in Böden unterschiedlicher Höhenstufen ist Zustand der Forschung. Erkennbar ist jedoch, dass der Gehalt sowohl in Waldböden als auch in Böden extensiv/intensiv bewirtschafteter Flächen mit der Höhe zunimmt (Hagedorn et al. 2010, Sjögersten et al. 2011). Da diese Zunahme für alle Bodenarten vermutlich in derselben Größenordnung liegt (mündliche Bestätigung durch Frank Hagedorn) wurde die Differenz in unterschiedlichen Höhenstufen als konstant angenommen.

Allerdings gilt es noch eine weitere Tatsache zu berücksichtigen. Bei einem Übergang in der Landbedeckung hin zu Wald wird der Atmosphäre in der Regel CO_2 entzogen. Würde dieses CO_2 nicht durch diesen Übergang aus der Atmosphäre entfernt, so würde zumindest ein Teil davon insbesondere durch Ozeane und die übrige Biosphäre aufgenommen. Dies bedeutet, dass nur die Differenz aus dem CO_2 , das durch einen Landnutzungswandel entzogen wird, und dem CO_2 , das theoretisch durch den Kohlenstoffkreislauf entzogen würde, zur Berechnung des Radiative Forcing verwendet werden sollte. Welcher Anteil an CO_2 in den Senken des Kohlenstoffkreislaufes gebunden wird, kann mit Hilfe einer sogenannten „Carbon Pulse Response Functions“ berechnet werden (Joos et al. 1996, Forster et al. 2007). In Abb. 31 ist der Graph einer solchen Funktion dargestellt. Danach ist im Abstand von 100 Jahren zu einem CO_2 -Ausstoss nur noch ca. 35% der ursprünglich ausgestossenen Menge CO_2 in der Atmosphäre enthalten.

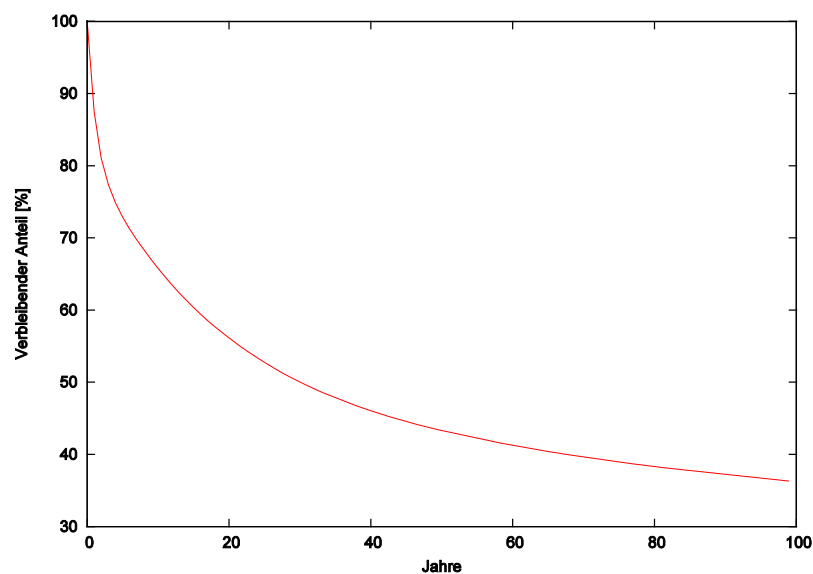


Abb. 31: Anteil des in der Atmosphäre verbleibenden CO_2 im Zeitraum 0-100 Jahre, nach einem CO_2 -Ausstoss zum Zeitpunkt 0. Die dargestellte Kurve wurde mit Hilfe der Gleichung $a_0 + \sum_{i=1}^3 a_i \cdot e^{-t/\tau_i}$ dem IPCC AR4 (Forster et al. 2007) erzeugt.

Während sich ein Landnutzungswandel vollzieht, ändern sich sowohl CO_2 -Forcing als auch Albedo-Forcing kontinuierlich. Nach Abschluss eines Landnutzungswandels bleibt zwar das Albedo-Forcing konstant, unter Einbezug des Kohlenstoffkreislaufes ändert sich jedoch weiterhin das CO_2 -Forcing. Daher wurde nicht nur der Zeitraum des Landnutzungswandels, sondern einige Jahrzehnte darüber hinaus berücksichtigt. Da sich ab einem bestimmten Zeitpunkt jedoch auch das CO_2 -Forcing nur noch wenig ändert und gleichzeitig die Unsicherheiten für zukünftige Szenarien steigen, wurde der Betrachtungszeitraum auf 100 Jahre begrenzt.

4.3 Ergebnisse

Albedo

Bei Schneebedeckung weist Wald die niedrigsten Albedowerte auf, da die Vegetation einen grossen Teil der Schneedecke abschirmt. Für offenen Wald steigt die Albedo an, da die Schneedecke auf den teilweise unbestockten Flächen vollständig reflektieren kann. Extensiv und Intensiv bewirtschaftete Flächen zeigen eine deutlich höhere Albedo als die mit Wald bedeckten Flächen. In Tab. 4 sind diese Ergebnisse für die Verwendung zweier unterschiedlicher Methoden dargestellt.

Tab. 4: Die ausschliessliche Berücksichtigung von Pixeln, die mindestens zu 92% mit einer bestimmten Landklasse bedeckt sind, wird als Methode 1 bezeichnet. Die Berechnung der Albedo-Werte in Anlehnung an „Linear Spectral Unmixing“ wird als Methode 2 bezeichnet.

	Methode 1: Schneebedeckt	Methode 2: Schneebedeckt	Methode 1: Schneefrei	Methode 2: Schneefrei
Wald	0.173	0.150	0.132	0.144
Offener Wald	0.310	0.174	0.119	0.138
Extensiv bewirtschaftete Flächen	0.510	0.532	0.156	0.156
Intensiv bewirtschaftete Flächen	0.445	0.447	0.175	0.171
Sonstige	0.384	0.488	0.110	0.132

Extensiv bewirtschaftete Flächen zeigen eine deutlich höhere Albedo als intensiv bewirtschaftete Flächen, obwohl die Albedo bei Schneebedeckung in beiden Fällen kaum durch Vegetation gestört wird. Möglicherweise kann dies dadurch erklärt werden, dass sich ein Grossteil der extensiv bewirtschafteten Flächen in Hochlagen befindet, wohingegen intensiv bewirtschaftete Flächen hauptsächlich in Tälern und dem Mittelland zu finden sind. Gerade in niedrigen Lagen ist die Schneedecke oft geringmächtiger und es könnten schneefreie Flächen zur Albedo eines bestimmten Pixels beitragen, obwohl selbiges insgesamt als schneebedeckt klassifiziert wurde. Ausserdem könnten Unterschiede im Schneealter, kleinräumige topographische Effekte, sowie die Überschneidungen mit Wegen, Strassen und bebauten Flächen weitere Erklärungen sein.

Insgesamt lässt sich eine gute Übereinstimmung der Werte für die Berechnung mit den beiden unterschiedlichen Methoden erkennen. Allerdings zeigten die Berechnungen mit Hilfe des „Linear Spectral Unmixings“ etwas grössere Schwankungen und die Werte für schneebedeckten offenen Wald lagen bei dieser Methode generell recht niedrig. Im Vergleich zu Resultaten für landklassen-spezifische Albedowerte aus anderen Arbeiten, die mit Hilfe von MODIS berechnet wurden (Barnes and Roy, 2010, Moody et al., 2007, Gao et al., 2005), konnten ausserdem bessere Übereinstimmungen mit den Werten gefunden werden, die mittels der Methode „einheitliche Landbedeckung“ ermittelt worden waren. Daher wurden letztlich die Werte für schneebedeckte und schneefreie Landklassen der Methode 1 (siehe Tab. 4) zur Berechnung des Albedo-Forcings verwendet.

Die Albedo einzelner Flächen wurde mit Hilfe der Schneebedeckungsdauer gewichtet. Abb. 32a) und Abb. 32b) zeigen die Gewichtung für die Landnutzungsklassen „Wald“ und „extensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen“. Aufgrund einer längeren Schneebedeckung weisen alle Flächen in den Wintermonaten höhere Werte auf. Allerdings sind die Unterschiede für extensiv bewirtschaftete Flächen deutlich markanter als für Wald. Entsprechend ergibt sich für die Differenz der Albedowerte dieser beiden Klassen das in Abb. 32c dargestellte Bild. Die Differenz der Albedo in den Wintermonaten ist sehr hoch und geht auf sehr niedrige Werte im Sommer zurück.

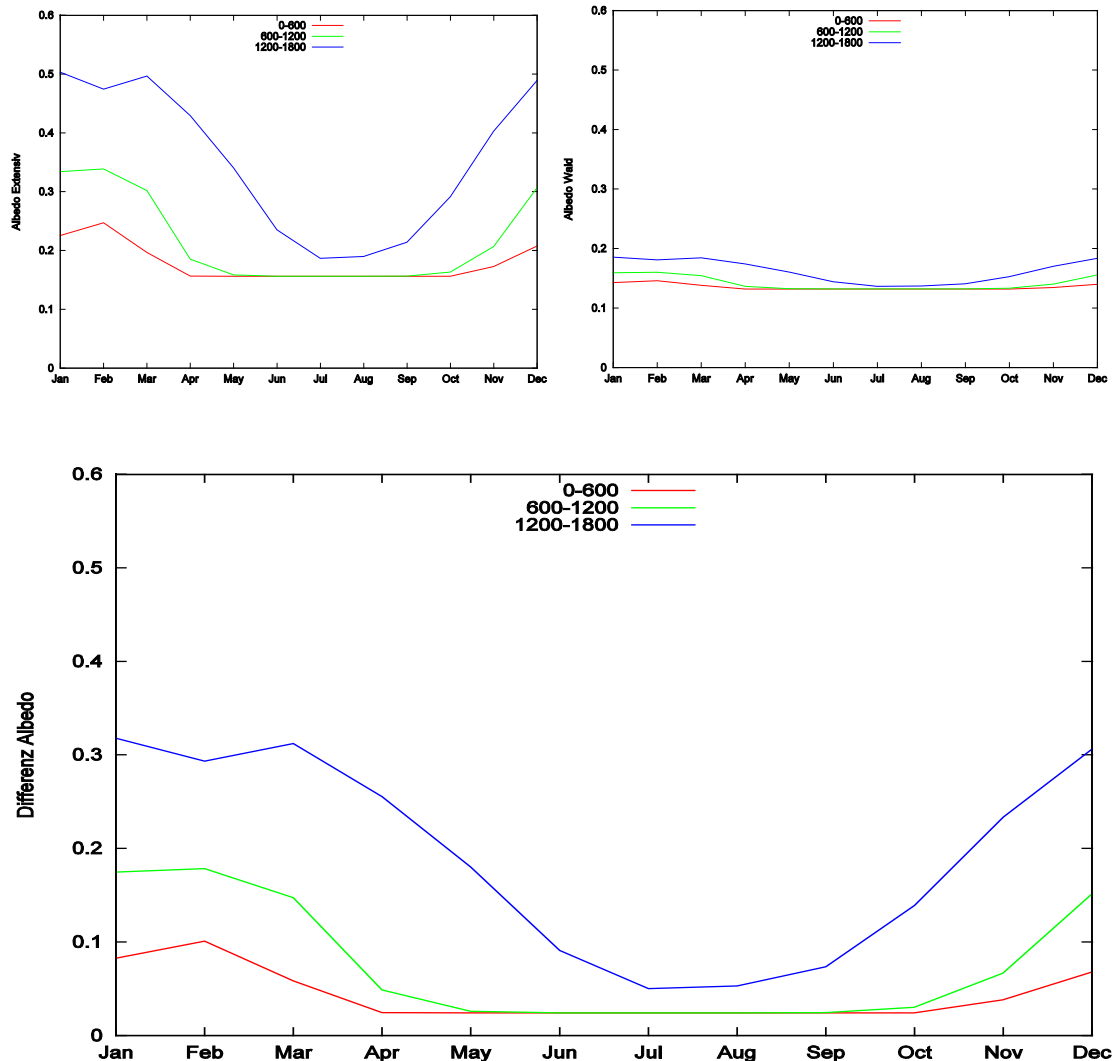


Abb. 32: Oben links (Abb. 32a) ist die Albedo im Jahresverlauf in unterschiedlichen Höhenstufen für die Landnutzungs-kategorie „extensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen“ dargestellt. Oben rechts (Abb. 32b) ist der Jahresverlauf für die Albedo von Wald und im unteren Teil der Abbildung (Abb. 32c) die Differenz aus den Albedowerten dargestellt.

Kohlenstoffspeicherung

Am meisten Kohlenstoff wird in der Höhenstufe 600-1200 m.ü.M. gespeichert. Weniger Kohlenstoff wird hingegen in den Höhenstufen 0-600 m.ü.M. und über 1200 m.ü.M. gespeichert. Zurückgeführt werden können diese Resultate vermutlich auf günstige bzw. ungünstige Standortbedingungen, die in tieferen Lagen wesentlich durch pedologische Charakteristika und in höheren Lagen vor allem durch klimatische Eigenheiten geprägt werden. In Tab. 5. sind diese Ergebnisse sowie der Kohlenstoffgehalt in Böden unterschiedlicher Landklassen zusammengefasst. Zu beachten ist jedoch, dass diese Werte keine exakten Daten sind. Vielmehr handelt es sich um Richtwerte, die vereinfacht aus den Resultaten des LFI abgeleitet wurden. Beispielsweise könnte die Kohlenstoffspeicherung in der Höhenstufe 0-600 m.ü.M. deutlich höher ausfallen. Da jedoch die einzelnen biogeographischen Regionen beim Berechnen von Mittelwerten gleich gewichtet wurden und nicht nach ihrem flächenmässigen Anteil, kommen hier gewisse Ungenauigkeiten zustande. Die Bodenwerte beziehen sich auf Daten aus der Literatur (Hagedorn 2005, Leifeld et al. 2005). Da der Kohlenstoffgehalt in allen Böden mit zunehmender Höhe in einer vermutlich vergleichbaren Grössenordnung ansteigt, bleibt die Differenz zwischen den jeweiligen Landklassen in unterschiedlichen Höhen gleich. Anstatt also mit spezifischen Werten für jede Höhenstufe zu rechnen, wurden durchschnittliche Werte verwendet, um die Kohlenstoffspeicherung bei Übergängen zwischen verschiedenen Landklassen zu berechnen.

Tab. 5: Kohlenstoffgehalt in Biomasse und Böden. Für den Kohlenstoffgehalt in Böden wurde ein durchschnittlicher Wert über alle Höhenstufen gemittelt angegeben.

Höhenstufe [m.ü.M.]	Biomasse Wald (tC/ha)	Biomasse offener Wald (tC/ha)	Boden Wald /offener Wald (tC/ha)	Boden Intensiv (tC/ha)	Boden Extensiv (tC/ha)
>1200	111	55.5	118.6	91.0	62.9
600-1200	141	70.5			
0-600	115	57.5			

Radiative Forcing

Das Radiative Forcing, welches sich aus der Differenz von Albedo-Forcing und CO₂-Forcing ergibt, zeigt an, ob sich netto eine Erwärmung oder eine Abkühlung der Erde durch eine Landnutzungstransition ergibt. In Abb. 33 ist das akkumulierte Radiative Forcing nicht nur für eine Transition, sondern für den Durchschnitt aus folgenden 4 Transitionen dargestellt: 1. Extensiv-Wald 2. Intensiv-Wald 3. Extensiv-offener Wald 4. Intensiv-offener Wald. Zu erkennen ist die deutliche Abhängigkeit von der Höhenstufe, auf welcher die Transitionen stattfinden. Während sich in den Höhenstufen 0-600 m.ü.M. und 600-1200 m.ü.M. nach 100 Jahren ein negatives Forcing von etwa -10 nW/m² ergibt, so liegt es bei über 1200 m.ü.M. bei ca. 6 nW/m². Dies bedeutet, dass für alle Höhenstufen das negative Forcing überwiegt und damit eine Abkühlung aus der Ausdehnung des Waldes resultiert. Nochmals deutlicher wird dieses Ergebnis mit Hilfe von Abb. 34. Dort ist der jeweilige Anteil des Albedo-Forcings am CO₂-Forcing dargestellt. Während in Abb. 34a) die Anteile für akkumuliertes Forcing dargestellt sind, zeigt Abb. 34b) die Anteile des einfachen oder gegenwärtigen Forcings. Das einfache Radiative Forcing bezieht sich auf das in einem bestimmten Jahr effektiv wirksame Forcing, wohingegen das akkumulierte Forcing auch alle zuvor wirksamen Forcings berücksichtigt.

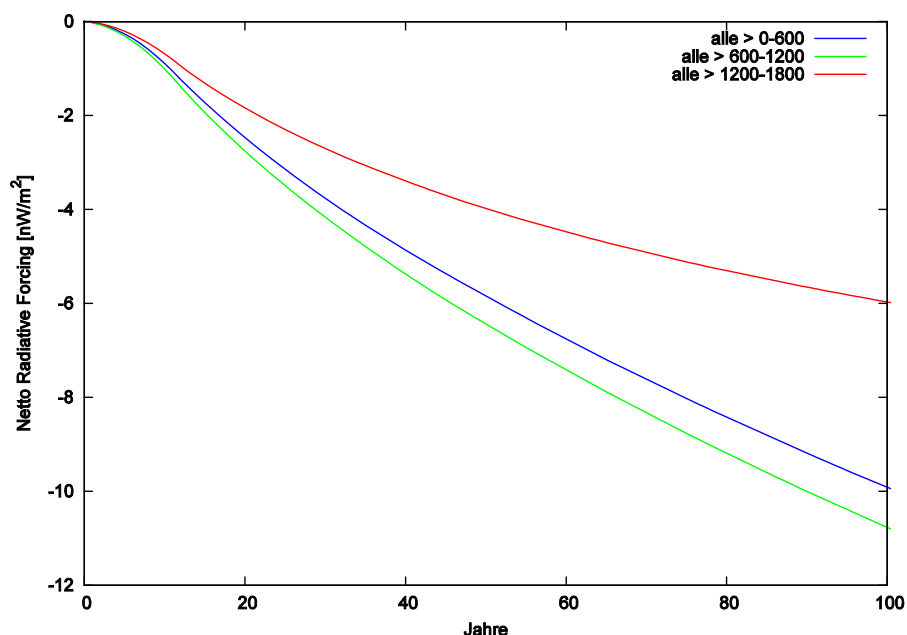


Abb. 33: Differenz von Albedo-Forcing und CO₂-Forcing. Angegeben als Radiative Forcing in nW/m² bezogen auf die gesamte Erdoberfläche.

Der Anteil des Albedo-Forcings am CO₂-Forcing steigt mit der Zeit an. Dieses Ergebnis kann dadurch erklärt werden, dass sich die Albedo nach einer abgeschlossenen Transition kaum verändert, wodurch auch das Albedo-Forcing in etwa konstant bleibt. Für das CO₂-Forcing gilt dies nicht. Zwar bleibt die Menge an Kohlenstoff, die beim Übergang von verschiedenen Landklassen gespeichert wird nahezu konstant, jedoch würden weiterhin, falls sich der Wald nicht ausgebreitet hätte, Teile des atmosphärischen CO₂ durch unterschiedliche

Senken im Kohlenstoffkreislauf aufgenommen. Die relative Bedeutung des Albedo-Forcings nimmt daher mit der Zeit zu. Der Anteil des Albedo-Forcings am CO_2 -Forcing beträgt über 100 Jahre akkumuliert (bzw. gemittelt) ca. 55% in der Höhenstufe über 1200 m.ü.M.

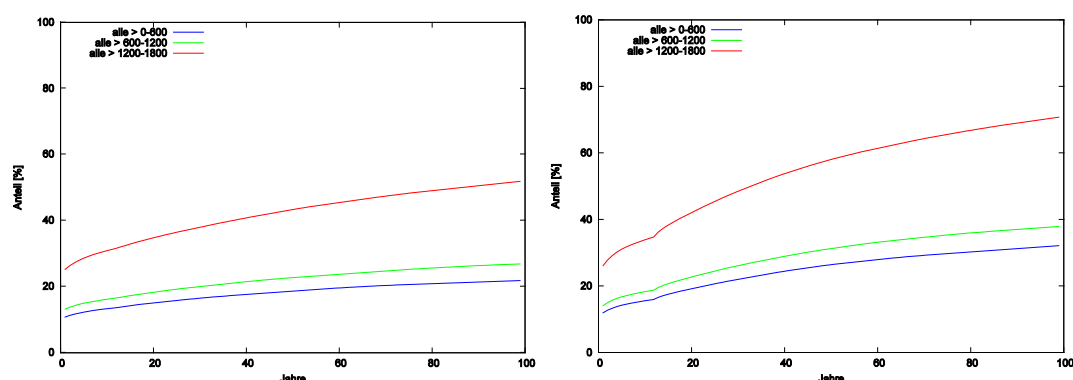


Abb. 34 a+b: Anteil des Albedo-Forcings am CO_2 -Forcing. a) akkumuliertes Forcing b) einfaches Forcing.

Die ausgeprägten Unterschiede für das Radiative Forcing in verschiedenen Höhenstufen sind vor allem auf die unterschiedliche Dauer der Schneebedeckung zurückzuführen. In Tab. 7 sind ausserdem Globalstrahlung und Differenzen der Kohlenstoffspeicherung in verschiedenen Höhenstufen aufgeführt. Auch hier sind Unterschiede zu erkennen, wenn auch etwas weniger deutlich. Die Globalstrahlung nimmt mit der Höhe zu, da eine weniger mächtige Atmosphäre von der Sonnenstrahlung durchdrungen wird. Die Kohlenstoffspeicherung bei einem Übergang von offenem Gelände hin zu Wald (Tab. 5), ist über 1200 m.ü.M. etwas geringer, da die Biomassespeicherung gegen die obere Waldgrenze hin abnimmt. Unter Betrachtung aller Faktoren, lassen sich damit die sehr prägnanten Unterschiede zwischen der Höhenstufe über 1200 m.ü.M. und den beiden darunter liegenden Stufen erklären.

Tab. 6: Anzahl der Transitionen in unterschiedlichen Höhenstufen (1985-1997).

Transition Höhenstufe	Extensiv- Wald	Extensiv- offener Wald	Intensiv-Wald	Intensiv- offener Wald	Offener Wald- geschlossener Wald	Gesamt
< 600	163	134	898	710	656	2561
600 – 1200	973	1086	850	924	3069	6902
>1200	2021	3616	151	429	8097	14314

Durch die Übergänge landwirtschaftlich genutzter Flächen hin zu offenem und geschlossenem Wald, sowie dem Übergang von offenem hin zu geschlossenem Wald, wurden zwischen 1985 und 1997 grosse Mengen an CO_2 gespeichert. Diese CO_2 -Speicherung fällt unter Berücksichtigung des Albedo-Effekts in Form von CO_2 -Äquivalenten jedoch deutlich geringer aus. Ein grosser Teil der Landnutzungstransitionen hin zu offenem und geschlossenem Wald fand in höheren Lagen statt (Tab. 6). Daher tragen vor allem die CO_2 -Äquivalente des Albedo-Forcings in der Höhenstufe über 1200 m.ü.M. (35a) zur Gesamtsumme der CO_2 -Äquivalente (35b) bei. Damit ist die Berücksichtigung des Albedo-Forcing nicht nur für die CO_2 -Bilanz in höheren Lagen besonders wichtig, sondern auch für die CO_2 -Bilanz der gesamten Schweiz. Insgesamt wurden nach der Arealstatistik und der hier verwendeten Klassifikation durch die Transitionen hin zu offenem und geschlossenem Wald ca. 3.1 Mt CO_2 gespeichert. Nach Abzug der CO_2 -Äquivalente aus dem Albedo-Forcing bleiben nur noch ca. 1.7 Mt CO_2 übrig. Wenn jedoch umgekehrt bewaldete Flächen in offene Flächen überführt werden, so wirkt der Albedo-Effekt kühlend und er reduziert die negativen Auswirkungen des frei werdenden CO_2 .

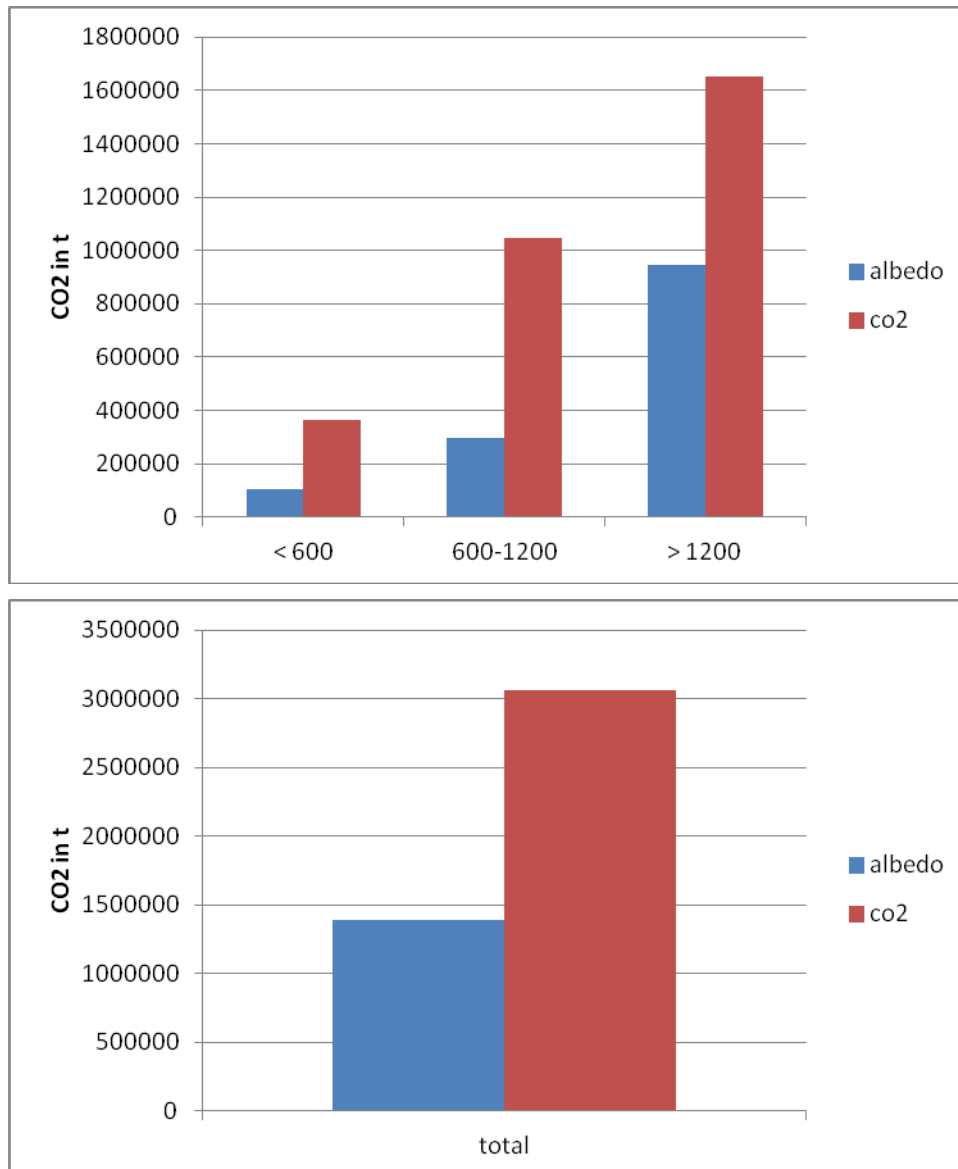


Abb. 35 a + b: CO₂-Äquivalente der Kohlenstoffspeicherung in Boden und Biomasse sowie CO₂-Äquivalente des Albedo-Effektes nach 100 Jahren.

Das Radiative Forcing zeigt jedoch nicht nur Unterschiede für unterschiedliche Höhenstufen, sondern auch für jeweils unterschiedliche Transitionen. In Abb. 36 sind Grafiken zu fünf unterschiedlichen Transitionen dargestellt. Grafik a) und b) zeigen die Übergänge landwirtschaftlich genutzter Flächen hin zu Wald, während Grafik c) und d) die Übergänge hin zu offenem Wald zeigen. Deutlich wird dabei, dass das Albedo-Forcing stärker ins Gewicht fällt, wenn es sich um Übergänge von landwirtschaftlich genutzten Flächen hin zu offenem Wald, anstatt um Übergänge hin zu geschlossenem Wald handelt. Grafik e) aus Abb. 36 zeigt ausserdem den Übergang von offenem zu geschlossenem Wald. Für diesen Übergang dominiert das CO₂-Forcing sehr deutlich. Für die Höhenstufe 0-600 m.ü.M. ergeben sich sogar negative Werte, da die Albedo ohne Schneebedeckung für offenen Wald in den berechneten Werten eine niedrigere Albedo als geschlossener Wald hat. Bei Schneebedeckung ist die Albedo von offenem Wald hingegen wieder deutlich höher (vgl. Tab. 7) als bei geschlossenem Wald und so übersteigt der Anteil des Albedo-Forcings für die Höhenstufe über 1200 m.ü.M. zumindest 40%. Für schneefreie Verhältnisse bedeutet dies, dass der Albedo-Effekt nahezu unabhängig davon ist, ob sich ein Übergang von einer landwirtschaftlich genutzten Fläche hin zu offenem Wald oder zu geschlossenem Wald vollzieht. Da geschlossener Wald jedoch deutlich mehr Kohlenstoff speichert, könnte dieser sich positiver auf das Klima auswirken als offener Wald. Bei Schneebedeckung ergibt sich ein anderes Bild. Die Albedo für offenen Wald ist deutlich höher als bei geschlossenem Wald. Daher ist der Unterschied für die Transitionen hin

zu offenem Wald und hin zu geschlossenem Wald weniger deutlich. Dennoch scheint sich auch hier der geschlossene Wald positiver auszuwirken.

Tab. 7: Faktoren in unterschiedlichen Höhenstufen, die das Radiative Forcing beeinflussen.

Höhenstufe [m ü.M.]	<600	600-1200	>1200
Schneebedeckung [Tage/Jahr]	25	74	148
Globalstrahlung [W/m^2]	140	142	148
C(Wald) – C(Extensiv) [tC/ha]	154	182	157
C(Wald)-C(Intensiv) [tC/ha]	131	158	134
C(offener Wald) – C(Extensiv) [tC/ha]	108.6	121.6	106.6
C(offener Wald) – C(Intensiv) [tC/ha]	85.1	98.1	83.1

Zu erklären sind diese Ergebnisse letztlich dadurch, dass die Zunahme der Biomasse zwischen offenem Wald und geschlossenem Wald deutlich höher ist, als die der Albedo. Dies gilt vor allem für schneefreie Flächen, aber auch für schneebedeckte Flächen. Der Unterschied in der Biomasse zwischen offenem Wald und geschlossenem Wald wurde mit 50% recht grob abgeschätzt. Dennoch scheinen die Ergebnisse plausibel zu sein. Beispielsweise konnten Kirschbaum et al. (2011) für eine Aufforstung mit *Pinus radiata* im Jahre 1973 zeigen, dass die Biomasse über mehr als 20 Jahre hinweg konstant zunahm, während die Albedo ab einem gewissen Deckungsgrad unverändert blieb. In Kanada untersuchte ausserdem Bernier et al. (2011) das Radiative Forcing durch Kohlenstoffspeicherung und Albedoänderung für Wälder mit unterschiedlichem Deckungsgrad. Auch dabei konnte festgestellt werden, dass sich die Albedo für höhere Deckungsgrade weniger stark unterscheidet als die Kohlenstoffspeicherung.

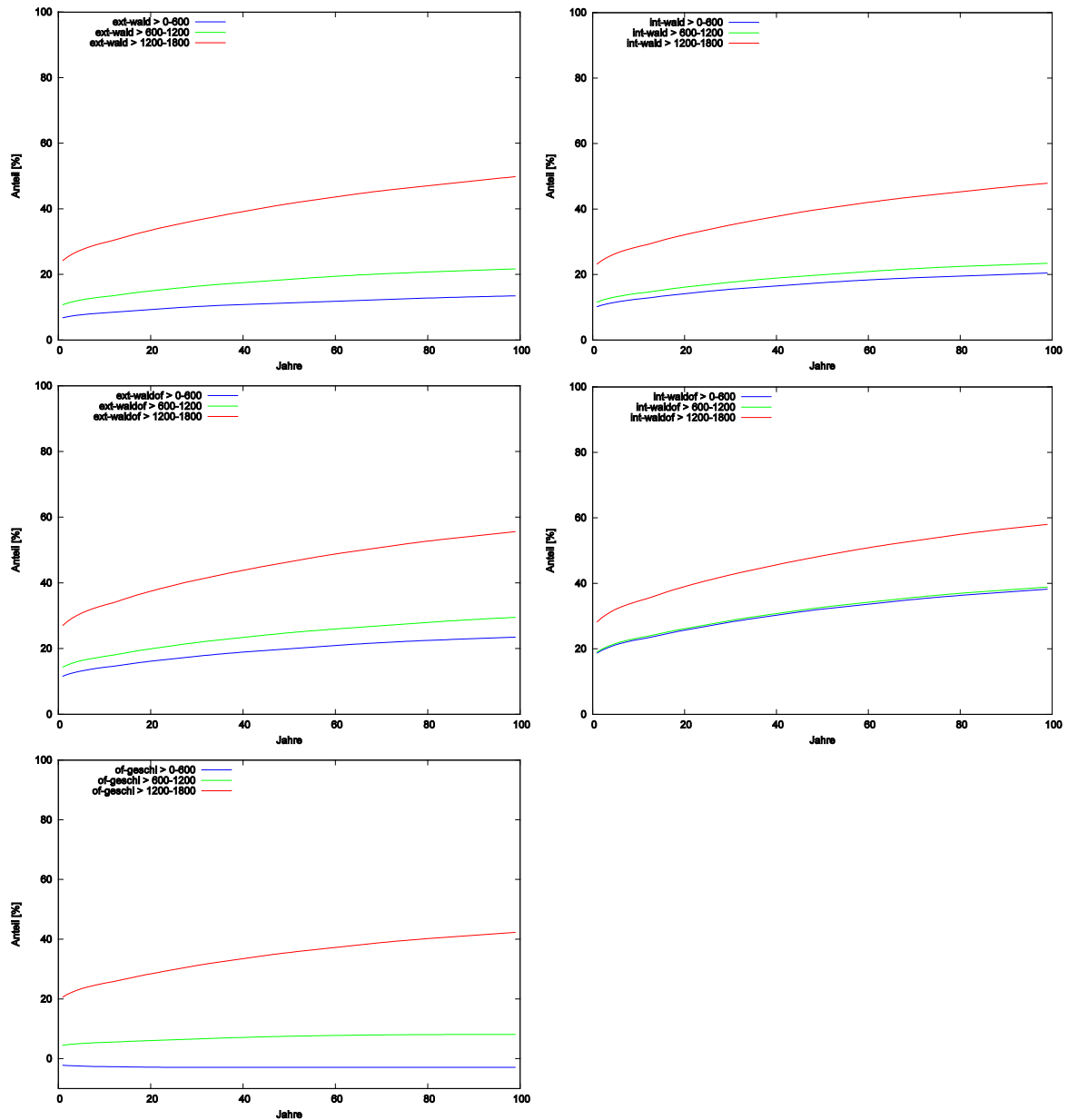


Abb. 36 a) - e): Prozentualer Anteil des Albedo-Forcings am CO₂-Forcing für unterschiedliche Transitionen. a) Extensiv – Wald, b) Intensiv – Wald, c) Extensiv – offener Wald, d) Intensiv – offener Wald e) offener Wald – geschlossener Wald

Einfluss der Schneedeckendauer auf die Albedo

Um abzuschätzen, welchen Effekt wir in Zukunft allein durch eine erwartete klimabedingte Verkürzung der Schneebedeckungsdauer (ohne Veränderung des Waldes) erwarten können, wurde gerechnet, wie sich das Albedo-Forcing oberhalb 1200 m.ü.M. ändert, wenn die Schneebedeckungsdauer sich um 2 Wochen bzw. um 4 Wochen reduzieren würde (entsprechend den Szenarien von Bavay et al. 2012, Kapitel 2.1). Deshalb wurde einerseits ein Szenario mit einer um 2 Wochen kürzeren Schneedecke und ein Szenario mit einer um 4 Wochen kürzeren Schneedecke gerechnet, wobei zunächst angenommen wurde, dass die Verkürzung der Schneedecke gleichermassen durch verspätetes Einschneien wie früheres Ausapern zustande kommt. Es zeigte sich, dass eine um 4 Wochen verkürzte Schneebedeckungsdauer das Albedo-Forcing je nach Landnutzungs-/Waldtransition zwischen 5-25% verkleinert (Abb. 37). Am stärksten ist dieser Einfluss bei der Transition von offenem Wald zu geschlossenem Wald, da bei schneebedeckten Bedingungen der Albedounterschied zwischen diesen Kategorien besonders gross ist im Verhältnis zum Albedounterschied bei schneefreien Bedingungen. Eine um 4 Wochen verkürzte Schneebedeckung (2 Wochen späteres Einschneien und 2 Wochen früheres Ausapern) würde somit dazu führen, dass sich der Albedo-Effekt um ca. 10% reduziert, so dass der Albedo-Effekt den CO₂-Effekt insgesamt nur noch um etwas weniger als 50% reduzieren würde. Bei einer Verkürzung der Schneebedeckung um nur 2 Wochen, wäre diese Reduktion der Bedeutung des Albedo-Effekts entsprechend kleiner (blaue Balken in Abb. 37). Je nach dem, wann im Jahr die Schneedeckenverkürzung eintritt, verschiebt sich dieses Resultat etwas. Eine Verkürzung der Schneebedeckung im Mai hat dabei einen um das dreifache höheren Effekt als ein späteres Einschneien im November, da die Globalstrahlung im Mai deutlich höher ist als im November.

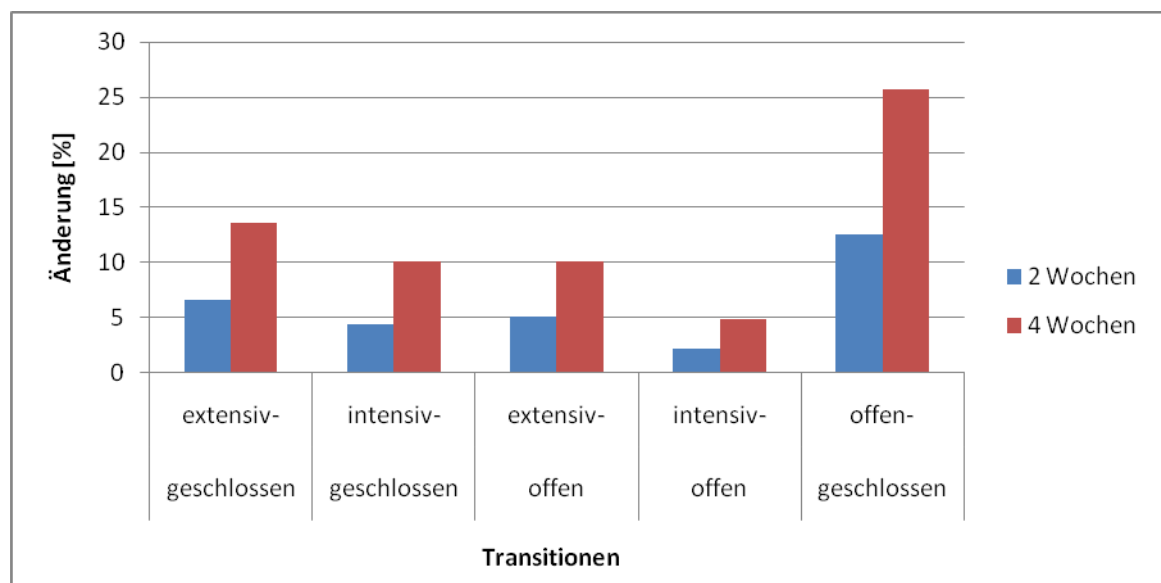


Abb. 37: Dargestellt ist die Änderung bzw. die Abnahme des Albedo-Forcings, wenn die Dauer der Schneebedeckung um 2 und um 4 Wochen reduziert wird. Die 2-wöchige Reduktion ist aufgeteilt auf November (1 Woche) und Mai (1 Woche). Die 4-wöchige Reduktion ist aufgeteilt auf November (2 Wochen) und April (1 Woche) sowie Mai (1 Woche).

Diskussion

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass das Albedo-Forcing in höher gelegenen Regionen der Schweiz in jedem Fall berücksichtigt werden sollte und auch in niedrigeren Lagen nicht unbedeutend ist. Ausserdem deuten die Ergebnisse darauf hin, dass sich ein Wandel hin zu offenem oder geschlossenem Wald sehr unterschiedlich auf das Radiative Forcing auswirkt. In der vorliegenden Untersuchung war das CO₂-Forcing gegenüber dem Albedo-Forcing in allen drei untersuchten Höhenstufen dominant. In Regionen mit vergleichbarer Schneebedeckungsdauer wie in den Alpen wurde in verschiedenen Studien gezeigt, dass der Albedo-Effekt den CO₂-Effekt überwiegen kann (Betts 2000, Bala et al. 2007, Claussen et al. 2001, Betts et al. 2007). Gleichzeitig gibt es jedoch auch Untersuchungen, bei denen die Kühlung durch Kohlenstoffspeicherung generell, auch bei langanhaltender Schneebedeckung, höher ausfällt als die Erwärmung durch eine Albedoänderung (Arora und Montenegro 2011, Montenegro et al. 2009, Bird et al. 2008). Diese unterschiedlichen

Ergebnisse haben vor allem zwei Ursachen. Falls in den Ergebnissen das Albedo-Forcing überwiegt, wurden in der Regel eine geringere Kohlenstoffspeicherung und gleichzeitig eine höhere Albedodifferenz für den Übergang zwischen offenem Gelände und Wald angenommen, als wenn das CO₂-Forcing überwiegt. Eine höhere Albedodifferenz kommt meist dann zustande, wenn nicht Satellitendaten, sondern Daten von meteorologischen Messinstrumenten im Feld verwendet werden. Unterschiedliche Daten zur Kohlenstoffspeicherung können unter anderem auf die Verwendung unterschiedlicher Literatur und Modelle zur Berechnung der Speicherung zurückgeführt werden. Die Verwendung von Satellitendaten zur Bestimmung der Albedo scheint jedoch sinnvoll, da die räumliche Heterogenität von Landnutzungsklassen besser einbezogen wird, als bei punktuellen Messungen der Albedo (Schwaiger und Bird 2010). Die hier verwendeten Daten zur Kohlenstoffspeicherung wurden empirisch gewonnen und sind räumlich gut aufgelöst. Die Ergebnisse zu Albedo und Kohlenstoffspeicherung gründen damit auf einer guten Datenbasis. Allerdings müssen gewisse methodische Vereinfachungen und Unsicherheiten genannt und berücksichtigt werden.

Die Albedo wurde bisher als ausschliesslich abhängig von der Schneebedeckung betrachtet. Dieser Faktor ist sicherlich entscheidend, allerdings könnten sich auch Phänologie und der markante Wechsel der Landbedeckung auf intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen auf das Ergebnis auswirken. Schon geringfügige Änderungen der Albedowerte können zu grossen Unterschieden im Radiative Forcing führen. Daher sollten weitere Unsicherheiten in der Albedo-Berechnung genannt werden. Die verwendeten MODIS-Daten beziehen topographische Effekte, die in den Alpen sehr relevant sind, nur teilweise mit ein (Strahler et al. 1996). Ausserdem können schneebedeckte und schneefreie Flächen insbesondere bei Wäldern nicht immer eindeutig identifiziert werden, was sich ebenfalls direkt auf die Albedo auswirkt (Huesler et al. 2012). Für die Berechnung landklassen-spezifischer Werte wurde zudem in Kauf genommen, dass bis zu 8% eines Albedo-Pixels mit einer anderen Landklasse bedeckt waren. Leider gibt es aufgrund fehlender Untersuchungen nur wenige Möglichkeiten, die hier gefundenen landklassen-spezifischen Albedowerte zu validieren. Gewisse Unsicherheiten bleiben damit bestehen.

Die Kohlenstoffspeicherung in Wäldern wurde als Mittelwert und nicht flächenspezifisch berechnet. Ausserdem wurde von einem Endstadium bei der Kohlenstoffspeicherung in der Biomasse von Wäldern ausgegangen, welches aus dem LFI2 und dem LFI3 abgeleitet wurde. Allerdings verändert sich der Kohlenstoffgehalt in den schweizerischen Wäldern konstant, sodass diese Werte nur als Anhaltspunkt dienen können. Betreffend der Kohlenstoffspeicherung für verschiedene Landklassen könnte die Datengrundlage verbessert werden, indem Werte für die Biomasse auf extensiv und intensiv bewirtschafteten Landwirtschaftsflächen einbezogen würden. Ausserdem könnte die Kohlenstoffspeicherung für offenen Wald explizit berechnet und nicht nur grob parametrisiert werden. Allgemein wurde zudem davon ausgegangen, dass sich die Änderung des Kohlenstoffgehaltes als eine Differenz aus der durchschnittlichen Kohlenstoffspeicherung von beispielsweise Wald und extensiv bewirtschafteten Flächen ergibt. Allerdings könnte es gerade für einen Übergang von extensiven Flächen zu Wald zutreffen, dass Wälder auf solchen Flächen nach einer Transition eher unterdurchschnittliche Mengen an Kohlenstoff speichern und die Differenz daher im Mittel kleiner ist. Zuletzt sollte noch angemerkt werden, dass auch die zeitliche Komponente von Landnutzungswandel stärker einbezogen werden könnte, da sich vor allem Änderungen im Kohlenstoffgehalt von Böden nach einem Landnutzungswandel teilweise sehr langsam vollziehen (Poeplau et al. 2011). Einige der angesprochenen Unsicherheiten wurden im Greenhouse Gas Inventory der Schweiz (Heldstab et al. 2012) berücksichtigt und verbessert. Für zukünftige Berechnungen sollten daher die dort zur Verfügung gestellten Daten und Informationen verwendet bzw. berücksichtigt werden.

Das Konzept des Radiative Forcing ist geeignet um verschiedene Störungen des Klimasystems miteinander zu vergleichen (Forster et al. 2007). Allerdings gibt es auch einige Unsicherheiten bezüglich seiner Anwendbarkeit auf bestimmte Bereiche, zu denen auch der Landnutzungswandel gehört (Jacob et al. 2005). Ein Strahlungsantrieb durch eine Albedoänderung kann sich unter Umständen anders auf die durchschnittliche Oberflächentemperatur der Erde auswirken als ein Strahlungsantrieb durch CO₂-Änderung, auch wenn beide Antriebe betragsmässig gleich gross sind. Von welcher Grössenordnung dieser Unterschied sein könnte ist jedoch noch nicht ausreichend geklärt, wie verschiedene Ergebnisse diesbezüglich zeigen (Davin et al. 2007, Hansen et al. 2005).

In zukünftigen Untersuchungen könnten einige der bestehenden und genannten Unsicherheiten beseitigt werden. Ausserdem könnte die Einteilung nach Höhenstufen weiter differenziert werden. Dabei ist zu erwarten, dass der Albedo-Effekt für Höhenstufen nahe der Waldgrenze an Bedeutung gewinnt, da die Schneebedeckung dort langanhaltender ist und gleichzeitig die Kohlenstoffspeicherung abnimmt. Des weiteren könnten höher aufgelöste Daten zur Schneebedeckung und Globalstrahlung eingesetzt werden, um abgesehen

von unterschiedlichen Höhenstufen noch weitere Faktoren wie beispielsweise die Exposition einzubeziehen und Fehler, die durch eine niedrige Auflösung entstehen, zu verringern. Von besonderer Wichtigkeit ist ausserdem das Verhältnis von Albedo und Kohlenstoffspeicherung in Wäldern unterschiedlicher Bedeckung und Struktur, wie bereits durch die Unterscheidung offener und geschlossener Wald gezeigt werden konnte. Vor allem die Betrachtung von Laub- und Nadelwald könnte grosse Unterschiede offenbaren, da sich die Albedo dieser beiden Waldtypen insbesondere für Schneebedeckung stark unterscheidet. Letztlich sollten ausserdem auch weitere Effekte des Landnutzungswandels, wie eine veränderte Evapotranspiration und Rauigkeitslänge, zum Beispiel über die Nutzung regionaler Klimamodelle miteinbezogen werden.

4.4 Fazit zu Kapitel 4: Rückwirkungen von Waldveränderungen auf das Klima

1: Das Radiative Forcing (Strahlungsantrieb), welches sich aus der Differenz von Albedo-Forcing und CO₂-Forcing ergibt, ist ein wichtiger Anhaltspunkt dafür, wie sich eine Waldveränderung auf die Temperatur der Erde auswirkt. Für die Schweiz zeichnet sich aufgrund der Resultate dieser Studie eine klar höhenabhängige Entwicklung ab. Während in tieferen Lagen, unterhalb von ca. 1200 m.ü.M., das CO₂-Forcing sehr deutlich überwiegt, reduziert das Albedo-Forcing das CO₂-Forcing, oberhalb ca. 1200 m.ü.M. und wenn Zeiträume von etwa 100 Jahren betrachtet werden, um mehr als 50%. Das bedeutet, dass in höheren, schneereicheren Lagen eine weitere Waldausdehnung einen deutlich niedrigeren klimatischen Nutzen aufweist als zu erwarten wäre. Diese Resultate sind im Vergleich zu bisherigen Studien (mehrheitlich globale und basierend auf weniger hochaufgelösten Daten) plausibel. Neu ist die starke Höhenabhängigkeit, welche bedeutet, dass innerhalb einer einzelnen Region bzw. eines einzelnen Forstbetriebes die Klimarückwirkung der Waldausdehnung je nach Höhenstufe unterschiedlich bewertet werden müsste.

2: Der Übergang von Nichtwald zu offenem Wald wirkt sich stärker auf die Albedoverminderung aus als weitere Vorratsvergrösserungen von bestehendem Wald. Es ist also offenbar vor allem die erste Verwaldungsphase von Wiesen und Weiden, welche durch einen langfristig verstärkten Strahlungsantrieb in Regionen mit langer Schneebedeckung zur Erwärmung beiträgt, während bei zunehmendem Kronendeckungsgrad der abkühlende Effekt des CO₂-Forcing immer wichtiger wird. Um spezifischere Aussagen zum Einfluss von verschiedenen Waldtypen und Lückengrössen sowie der Topografie auf den Strahlungsantrieb zu machen, sind ergänzende Untersuchungen sowohl zum CO₂-Forcing wie auch zum Albedo-Forcing auf verschiedenen Skalen nötig.

3: Die Ergebnisse dieser Studie machen trotz den noch vorhandenen Unsicherheiten deutlich, dass das Albedo-Forcing zumindest in höheren Regionen der Schweiz berücksichtigt werden sollte, wenn es um die Rückwirkung des Waldes auf das Klima und entsprechende Anreizsysteme zur Verminderung der Klimaerwärmung geht. Durch die Quantifizierung der Albedo wird eine der wichtigsten biogeophysikalischen Auswirkungen von Landnutzungswandel auf das Klima berücksichtigt. Für ein gesamtheitliches Bild sollten jedoch letztlich noch weitere Auswirkungen und nicht nur die Änderung der Albedo betrachtet werden.

5. Fallstudien zu Risikoanalysen unter dem Einfluss des Klimawandels

5.1 Fallstudie 1: Bewertung der Steinschlagschutzleistung des Waldes

Einleitung

In den letzten Jahrzehnten hat die Bedeutung von Schutzwäldern infolge steigenden Siedlungsdrucks und gesteigerten Raumansprüche an den Tourismus deutlich zugenommen, wobei die Schutzfunktion zusätzlich durch sich verändernde Klimabedingungen mehrfach beeinflusst wird (vgl. Kap. 1-3). Risikobasierte Beurteilungs- und Bewertungsmethoden erlauben es, Wirksamkeit und Wirtschaftlichkeit verschiedener Schutzmassnahmen gegen Naturgefahren zu beurteilen und miteinander zu vergleichen (PLANAT 2005). Jedoch wird die Leistung von Schutzwäldern als kosteneffiziente und effektive biologische Schutzmassnahme häufig noch zu wenig in Risikobeurteilungen berücksichtigt (Bebi et al. 2004). Fallstudien zur Anwendung von Risikoanalysen zur Bewertung der Schutzleistung des Waldes wurden bereits erfolgreich durchgeführt (Bebi et al. 2004, Hallenbarter et al. 2007, Grêt-Regamey et al. 2008, Teich und Bebi 2009, Olschewski et al. 2012). Besonders zur Abschätzung der Folgen des Klimawandels auf die Schutzleistung der Wälder können Risikoberechnungen hilfreich sein.

Anhand einer Fallstudie wurde der Einfluss zukünftiger Klimaänderungen auf die Schutzleistung des Waldes gegen Steinschlag und das Steinschlagsrisiko einer Gemeinde untersucht (Brüllhardt 2011). Dazu wurden die Simulationsergebnisse eines Waldsukzessionsmodells mit einem dynamischen Steinschlagmodell kombiniert und diskutiert, wie vorhandene Modelle zur Beurteilung des zukünftigen Steinschlagsrisikos einer Gemeinde unter verschiedenen Klima- und Siedlungsentwicklungsszenarien eingesetzt werden können.

Die Fallstudienregion: St. Niklaus

Die auf 1'120 m.ü.M. liegende Gemeinde St. Niklaus gehört zum Bezirk Visp des Kanton Wallis und liegt im Nordsüd gerichteten Matternal (bzw. Nikolaital), welches sich von Stalden bis nach Zermatt erstreckt. Mit einer Bevölkerungszahl von rund 2'400 Einwohnern ist St. Niklaus die sechstgrösste Gemeinde im Wallis (Gemeinde St. Niklaus 2011). Die politische Gemeinde ist in die drei Ortschaften St. Niklaus Dorf, Gassenried und Herbruggen aufgeteilt (Flückiger et al. 1998). Für die vorliegende Fallstudie wurde nur die Ortschaft St. Niklaus Dorf betrachtet. In diesem Bereich ist die Steinschlaggefahr aufgrund der steilen Westflanken sehr gross und die Siedlungsentwicklung am stärksten. Der Wald oberhalb St. Niklaus Dorf ist beinahe durchgehend als Steinschlagschutzwald ausgeschieden und ist deshalb für die Sicherheit der Gemeinde von grosser Bedeutung. Aufgrund der hohen Anzahl Steine die pro Jahr das Dorf erreichen, wurden in den letzten Jahren grosse Schutzdämme errichtet und Steinschlagnetze installiert. Der nördliche Teil des Nikolaitals gehört mit durchschnittlich 562 mm Niederschlag und einer Jahresmitteltemperatur von 3.6°C zu den trockensten Gebieten der Schweiz (Bloetzer et al. 1998). Die Waldgrenze liegt auf rund 2'400 m.ü.M. Die durch Gräben und Einschnitte geprägte Landschaft bedingt allerdings stark variierende Klima- und Wachstumsbedingungen (Rovina 1994). Die Waldstandorte setzen sich hauptsächlich aus Lärchen-Fichtenwäldern (*Larici Piceetum typicum* (Ellenberg und Klötzli 1972)) zusammen. Mit zunehmender Höhe wird die Lärche vorherrschend, je nach Standort kann die Fichte jedoch häufiger vorkommen. Auf der Ostseite des Tales stocken Lärchen-Arvenwälder (*Larici-Pinetum cembrae typicum* (Ellenberg und Klötzli 1972)) und auf den westlichen trockenen Hängen sind Birken-Lärchen Gruppen mit *Juniperus sabina* und *Juniperus communis* vorzufinden. An Gräben und Lawinenausläufen findet man Gebüschwälder aus Grünerle, Birke und teilweise Esche.

Die Risikoanalyse

Bei der Berechnung des jährlichen kollektiven Steinschlagsrisikos für die Gemeinde St. Niklaus wurde von zwei Szenarien mit einer Wiederkehrdauer von 30 bzw. 300 Jahren ausgegangen. Gemäss den Empfehlungen für Risikoanalysen nach Bortler (1999) ist das Risiko, als Mass für die Grösse der Gefährdung, definiert als das Produkt aus Eintrittswahrscheinlichkeit eines Schadenereignisses und den sich daraus ergebenden Konsequenzen:

$$R_i = \sum P_i \times A_i$$

R_i bezeichnet das Risiko in Abhängigkeit vom Szenario i , p_i ist die Wahrscheinlichkeit, dass das Szenario i eintritt, und A_i steht für das Schadenausmass als Summe aller potentiell aus Szenario i resultierenden Schäden. Für die Analyse des Schadenausmasses wurden die von Steinschlag potentiell gefährdeten Objekte im Untersuchungsgebiet identifiziert. Das Schadenpotential umfasst einerseits die zu erwartenden Schäden an exponierten Gebäuden, Strassen und Bahnanlagen, und andererseits die erwarteten Verluste an Menschenleben basierend auf der durchschnittlichen Anzahl Personen, welche sich in den Gebäuden und auf Verkehrswegen aufhalten (Bründl et al. 2009). Die Gesamtheit der potentiellen Sach- und Personenschäden multipliziert mit der Eintretenswahrscheinlichkeit von 0.03 bzw. 0.003 ergibt das jährliche kollektive Risiko für die Gemeinde St. Niklaus. Die Modellierung der Steinschlagaktivität wurde mit dem Steinschlagmodell Rockyfor3D durchgeführt. Durch das Verschneiden der aus der Simulation resultierenden Intensitätskarten mit Objektkarten, welche das Schadenspotential abbilden, wird das Steinschlagrisiko berechnet. Das Schadenausmass wird durch den Wert der gefährdeten Objekte und die räumliche Auftretenswahrscheinlichkeit (prA) des Gefahrenprozesses bestimmt. Für prA wurden zwei Berechnungsarten angewendet und deren Einfluss auf das Risiko miteinander verglichen. Einerseits wurde ein kontinuierlicher Standardwert von $prA = 0.01$ für ein 30 jähriges Ereignis bzw. $prA = 0.05$ für ein 300 jähriges Ereignis eingesetzt (BAFU 2012). Andererseits wurde die Durchgangsfrequenz der Steine und demzufolge die Rückhaltewirkung des Waldes berücksichtigt, indem die Frequenz pro getroffenes Schadensobjekt mit einem Umrechnungsfaktor f multipliziert wurde (Brüllhardt 2011). Dieser Faktor ergibt sich aus der totalen Anzahl Treffer pro Haus und der Wahrscheinlichkeit, dass das bestimmte Haus getroffen wird. Bei einem 30 jährigen Ereignis wurden ca. 17'000 Treffer auf den 953 Gebäuden gezählt. Dies entspricht im Mittel 18 Treffern pro Gebäude. Die Wahrscheinlichkeit, dass 18 Kontakte pro gesamter Anzahl Treffer stattfindet beträgt in diesem Fall $f = 0.001$. Für ein 300 jähriges Ereignis wurden ca. 26'000 Treffer gezählt. Dies entspricht im Mittel 27 Treffern pro Gebäude und einem Umrechnungsfaktor von $f = 0.001$.

Um die Schutzwaldleistung des Waldes gegen Steinschlag in Abhängigkeit von Klimaveränderungen aufzuzeigen, wurde je eine Risikoanalyse ohne Wald sowie mit aktuellem Wald und zukünftigen Waldentwicklungsszenarien durchgeführt. Als Grundlage dienten Waldszenarien der Jahre 2010 (aktueller Zustand), 2050 und 2100, welche mit dem Waldsukzessionsmodell ForClim (Bugmann 1996) simuliert wurden.

Waldentwicklungsszenarien

Die Veränderungen des Waldes der Gemeinde St. Niklaus aufgrund veränderter Klimabedingungen wurden mit dem Waldsukzessionsmodell ForClim von der Professur für Waldökologie der ETH Zürich berechnet. ForClim ist ein rasterbasiertes, stochastisches Modell, welches Waldentwicklungen simuliert und dabei Störungen wie Waldbrände und Windwurf, und Waldmanagementszenarien berücksichtigt (Schumacher et al. 2004, Schumacher und Bugmann, 2006). Die zukünftige Waldstruktur wurde basierend auf der Ausdehnung der Waldfläche des Topographischen Landschaftsmodells TLM (swisstopo 2009, 2010) mit den Klimainputdaten des IPCC Special Reports (IPCC 2007) für das Szenario A2 modelliert. Das Szenario A2 ist ein extremes Klimaszenario (Worst-case) ohne die Reduktion der derzeitigen CO_2 -Emissionen und einem Temperaturanstieg von 3.2-4.8°C (IPCC 2007), welches die Waldentwicklung unter extremen Bedingungen abbilden soll. Das Waldmanagement wurde mit den derzeit angewendeten Praktiken integriert, welche mit Hilfe von Expertenbefragungen bestimmt wurden. Die Waldstrukturen wurden für das Jahr 2010, als momentaner Zustand, sowie für die Jahre 2050 und 2100 simuliert (Abb. 38). Die räumlich explizit modellierten Verteilungen von BHD und Stammzahl pro ha dienten als Inputdaten für das Steinschlagsimulationsmodell Rockyfor3D (v4.0).

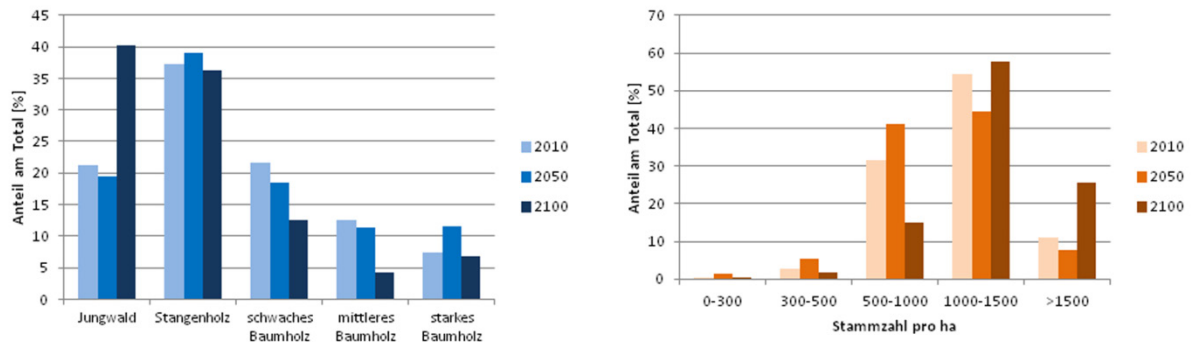


Abb. 38: Verteilung der BHD Klassen in % am gesamten Bestand (links); Verteilung Stammzahl pro ha in % am gesamten Bestand (rechts). Quelle: Brüllhardt (2011)

Ergänzend zu den in den in der Abb. 38 dargestellten Verteilungen der BHD-Klassen und Stammzahl pro ha über den gesamten Bestand, können die Szenarien wie folgt beschrieben werden:

2010: In den unteren Bereichen des Tales auf der östlichen flacheren Talseite ist der Wald noch sehr jung; es sind selten Bäume mit BHD > 30 cm vorhanden. Auf der westlichen Talseite sind die Bestände besser durchmischt und es ist auch Baumholz vorhanden. In den höheren Lagen (ca. 2000 m.ü.M) sind die Bestände älter. Es stocken kaum Wälder mit einer Stammzahl pro ha < 500 (BHD > 8cm). Nur in den älteren Wäldern in höheren Lagen, sind vereinzelt Bestände mit Stammzahlen pro ha < 300 zu finden.

2050: Auf der westlichen steileren Talseite sind die Bestände älter geworden; es ist mehr mittleres bis starkes Baumholz vorhanden. Auf der östlichen Talseite sind jedoch einige Bestände noch jünger geworden; grosse BHD-Klassen sind nur vereinzelt vorhanden. Die Stammzahl pro ha nahm dementsprechend auf der westlichen Talseite zu und auf der östlichen ab, liegt jedoch durchschnittlich immer noch zwischen 500 und 1500 Stämmen pro ha. Vor allem in den höher gelegenen älteren Beständen nahm die Stammzahl bis unter 300 pro ha ab.

2100: Nur noch in den höheren Lagen sind grosse BHD-Klassen vorhanden. In tieferen Lagen setzen sich die meisten Bestände aus Jungwuchs und Stangenholz zusammen. Viele Bestände, die 2050 noch eine ausgeglichene BHD-Klassenverteilung aufwiesen, sind zusammengefallen. Bestände in höheren Lagen sind sehr alt und bestehen überwiegend aus starkem Baumholz. Die Stammzahl pro ha nimmt allgemein deutlich zu. Nur noch in den höheren Lagen stocken Bestände kleinerer Dichten.

Eine potentielle Vergrößerung der Waldfläche sowie die räumlich explizite Abbildung von Lücken und Mikroschneisen, welche die Steinschlagsimulationen beeinflussen können, konnten aufgrund der Modellstruktur von ForClim nicht berücksichtigt werden.

Steinschlagsimulation

Das Steinschlagmodell Rockyfor3D (Dorren 2011) wird in der Praxis bereits erfolgreich eingesetzt, um potentielle Sturzbahnen zu simulieren und Informationen zu maximalen Geschwindigkeiten und Energien von Steinen abzuleiten. Das probabilistisch prozessbasierte Steinschlagmodell wurde basierend auf Daten aus Feldstudien entwickelt (Dorren et al. 2004) und später mit weiteren Experimenten auf bewaldeten und nicht bewaldeten Hängen validiert (LeHir et al. 2004, Dorren et al. 2005). Rockyfor3D simuliert dreidimensional Trajektorien von einzelnen individuell fallenden Steinen; die sequentielle Berechnung von parabolisch frei fallenden Steinen und deren Aufprall an der Bodenoberfläche und an Bäumen findet innerhalb von einzelnen Rasterzellen statt (Dorren 2011).

Szenarien der Gemeindeentwicklung

Neben der Entwicklung der Schutzwirkung des Waldes, beeinflusst auch die Entwicklung einer Gemeinde das Risiko (Fuchs et al. 2005, Keiler et al. 2005). Darum wurde der Einfluss potentieller zukünftiger Gemeindeentwicklungsszenarien auf das Risiko der Gemeinde St. Niklaus anhand der vier Schadenpotentialkategorien Wohngebäude, Verkehr, Gewerbe und Tourismus unabhängig voneinander untersucht. Es wurden drei

Bevölkerungswachstumsszenarien hergeleitet: 1. „Trend“ (jährliche Wachstumsrate = 0.98%), 2. „Moderat“ (jährliche Wachstumsrate = 0.2%) und 3. „Schub“ (jährliche Wachstumsrate = 1.77%).

Ergebnisse der Risikoanalyse

Für die Analyse der Gefahrensituation wurden 720'360 Steine aus 72'036 Startzellen mit einer Hangneigung $>55^\circ$ simuliert. Daraus ergab sich basierend auf den kinetischen Energien der Steine die betroffene Fläche bzw. die Verbreitung der Steinschlagtrajektorien. Die Ergebnisse der Modellierung beim Worst-case Klimaszenario deuten auf eine Verschlechterung der Waldleistung aufgrund des Klimas hin, da aufgrund des Modells Mortalität, Windwurf sowie Waldbrände bis zum Ende des Jahrhunderts zunehmen werden. Ohne Wald beträgt die betroffene Fläche bei einem 30-jährigen Ereignis 1'010 ha, beim aktuellen Waldzustand 860 ha, unter dem 2050er Klimaszenario 960 ha und unter dem 2100er Klimaszenario 890 ha. Bei einem 300-jährigen Ereignis beträgt die betroffene Fläche ohne Wald 1'050 ha, beim aktuellen Waldzustand (2010) 980 ha, unter dem 2050er Klimaszenario 1040 ha und unter dem 2100er Klimaszenario 940 ha. Unter allen Szenarien erreichen die Steine Energien von mehr als 300 kJ (z.B. Abb. 39, links); beim 300-jährigen Ereignis wurden doppelt so hohe durchschnittliche Energien simuliert. Nur in den Randbereichen der Anrisszonen und der gefährdeten Flächen kann mit einer mittleren Intensität (30-300 kJ) gerechnet werden; der Hauptteil des gefährdeten Gebietes ist mit starker Intensität betroffen (z.B. Abb. 39, rechts).

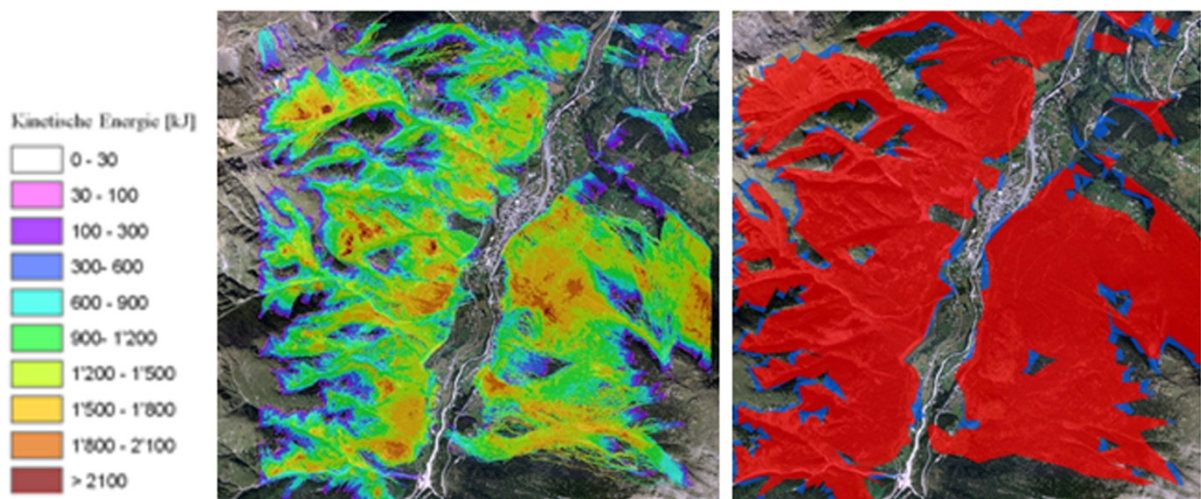


Abb. 39: Simulierte kinetische Energien der Steine für ein 30-jähriges Ereignis (links) unter dem Szenario Wald 2050 und die daraus abgeleitete Intensitätskarte (rechts). Rot: hohe Intensität (> 300 kJ), blau: mittlere Intensität (30-300 kJ). Quelle: Brüllhardt (2011)

Das aus der Verschneidung der Intensitätskarten mit dem Schadenpotential ermittelte Risiko variiert je nach Waldszenario. Ausschlaggebend für das Kollektivrisiko sind, mit durchschnittlich 95% Anteil am gesamten Risiko, die monetären Personenschäden. Das Risiko wurde mit zwei unterschiedlichen Werten für die räumliche Auftretenswahrscheinlichkeit der Steine bestimmt: Mit einem durchschnittlichen Standardwert von $prA = 0.01$ für ein 30-jähriges bzw. 0.05 für ein 300-jähriges Ereignis ist das Risiko bis 2050 zunehmend, jedoch 2100 wieder abnehmend bis auf den Stand 2010 (Abb. 40, links). Wird die Frequenz der Steine aufgrund der Trefferwahrscheinlichkeit und damit die variierende Rückhaltewirkung des Waldes berücksichtigt, nimmt das Risiko bis 2100 stetig zu (Abb. 40, rechts). Die durch Steinschlag betroffene Fläche wird durch den Wald verringert, jedoch nimmt die Rückhaltewirkung des Waldes bis 2100 ab. Eine wichtige Rolle spielen dabei Walddichte und BHD-Verteilung.

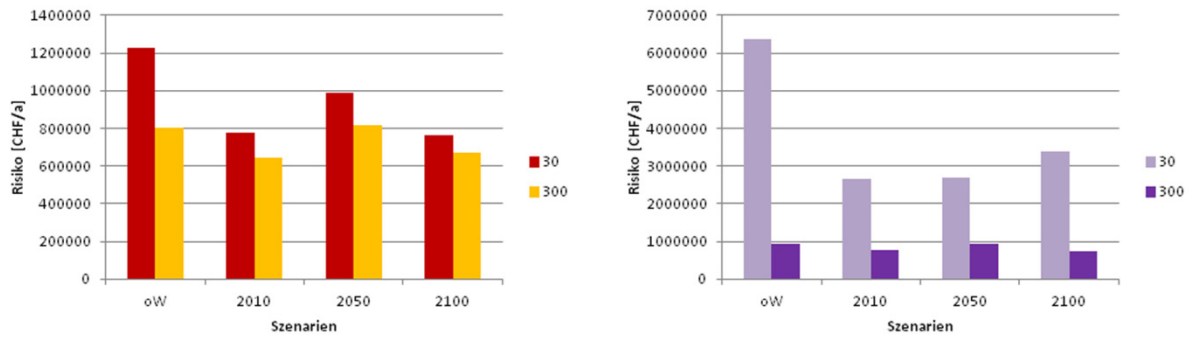


Abb. 40: Kollektivrisiko der Gemeinde St. Niklaus unter den Szenarien ohne Wald (oW), mit Wald 2010, Wald 2050 und Wald 2100 in CHF/a. Links: berechnet mit einem Standardwert für die räumliche Auftretenswahrscheinlichkeit von $prA(30) = 0.01$ bzw. $prA(300) = 0.05$. Rechts: berechnet mit einer räumliche Auftretenswahrscheinlichkeit unter Berücksichtigung der Steinfrequenz. Quelle: Brüllhardt (2011)

Die Gebiete, welche von einer Risikozunahme betroffen sind, liegen vor allem am Rand des Talfusses der Gemeinde. Einige Gemeindeteile werden aufgrund der Veränderung des Waldzustandes neu betroffen, d.h. bereits gefährdete Gebiete werden in Zukunft ein noch höheres Risiko aufweisen (Abb. 41).

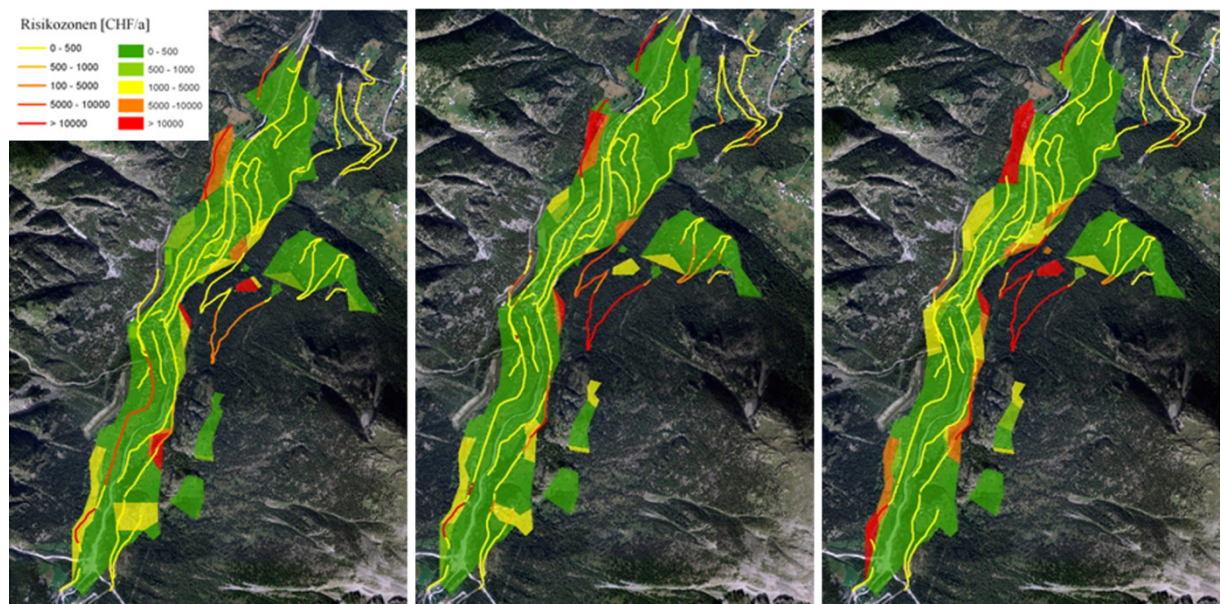


Abb. 41: Risikozonen St. Niklaus unter den Szenarien Wald 2010 (links), Wald 2050 (Mitte) und Wald 2100 (rechts) für ein 30-jähriges Steinschlagereignis. Quelle: Brüllhardt (2011)

Die Entwicklung der Gemeinde kann ohne eine Erhöhung des Risikos geschehen, da auch bei einem starken Bevölkerungswachstum genügend risikoarme Flächen vorhanden sind. Eine Zunahme des privaten wie auch öffentlichen Verkehrs kann das Risiko stark erhöhen, der Anteil am Kollektivrisiko der Gemeinde St. Niklaus ist jedoch gering. Die Analyse der Flächenverhältnisse ergab, dass unter allen drei Waldszenarien bei einem 300-jährigen Ereignis sowohl für Wohnen als auch für Gewerbe und Tourismus noch genügend Flächen vorhanden sind, welche nicht in Risikozonen (0-500 CHF/a) liegen. Die betroffene Fläche ist im Szenario Wald 2050 am grössten, weshalb sich allfällige Änderungen der Gemeindestruktur zu dieser Zeit am stärksten auswirken könnten. Bei den im Szenario 2050 zusätzlich betroffenen Zonen handelt es sich hauptsächlich um Wohn- und Gewerbebezonen.

Schlussfolgerungen und Ausblick Fallstudie 1

Anhand der Fallstudie zur Steinschlagschutzleistung des Waldes unter sich verändernden Klimabedingungen wurde untersucht, inwiefern sich der Klimawandel auf die Schutzleistung des Waldes und somit auf das

Steinschlagrisiko der Gemeinde St. Niklaus auswirken könnte. Die Kombination von einem Waldsukzessions- mit einem Steinschlagmodell bietet eine gut nachvollziehbare Methode, um Informationen über zukünftige Waldstrukturen und deren Einfluss auf die Steinschlagschutzwirkung des Waldes zu erhalten, welche durch Risikoanalysen bewertet und miteinander verglichen werden können. Durch die Bestimmung des Kollektivrisikos einer Gemeinde können Tendenzen zur langfristigen Entwicklung des Risikos abgeleitet und räumlich explizit dargestellt werden.

Basierend auf den in dieser Fallstudie verwendeten Waldentwicklungsszenarien muss mit einer Verschlechterung der Steinschlagschutzeleistung bis zum Ende des Jahrhunderts gerechnet werden. Ausschlaggebend dafür sind vermehrt auftretende Störungen in Form von Windwurf und Waldbränden und zusätzliche trockenheitsbedingte Mortalität. Die dadurch verursachten Veränderungen der Waldstruktur (die Waldfläche wurde als konstant angenommen) führen zu Variationen im Risiko. Je nach Berechnungsart der räumlichen Auftretenswahrscheinlichkeit des Gefahrenprozesses, variiert die Höhe des Kollektivrisikos der Gemeinde St. Niklaus. Es konnte aufgezeigt werden, dass im Jahr 2100 die potentiell gefährdete Fläche zwar kleiner ist, dass jedoch die Wahrscheinlichkeit für ein Auftreffen von Steinen im Talgrund bzw. am Schadenspotential grösser ist als im Jahr 2010 und 2050. Die Rückhaltewirkung des Waldes nimmt bei diesem Szenario bis 2100 also deutlich ab. Basierend auf der räumlich expliziten Darstellung und Verteilung des Risikos können prioritäre Steinschlagschutzwaldflächen identifiziert und ausgeschieden werden. Dies kann dazu beitragen, potentielle Veränderungen des Waldzustandes aufgrund des Klimas im Rahmen des Schutzwaldmanagements frühzeitig und gezielt zu berücksichtigen.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass das Risiko kein konstantes Mass ist und je nach Waldzustand und Siedlungsentwicklung deutlich variieren kann. Deshalb wären Gefahren- bzw. Risikokarten, welche die Veränderungen über die Zeit berücksichtigen, sinnvolle Instrumente, um ein optimiertes Schutzwald- und Naturgefahrenmanagement zu unterstützen. In Form von interaktiven Risikokarten können Unsicherheiten und Dynamiken der Risikozonen abgebildet und Zonen, welche als Puffer zwischen Naturgefahr und Siedlung dienen können, ausgeschieden werden. Mit den verwendeten Klima-, Wald- und Steinschlagszenarien wurde ein Worst-case Zustand untersucht. Die Modellierungen und Risikoberechnungen sind mit Unsicherheiten behaftet, welche bei der Interpretation der Resultate berücksichtigt werden müssen und welche in Zukunft noch verbessert werden könnten. Beispielsweise konnte in der angewendeten Modellkombination die Rolle von liegendem und stehendem Totholz noch nicht berücksichtigt werden. Die zur Verfügung gestandenen ForClim Szenarien beruhen nur auf den aktuellen Waldflächen (keine Waldausdehnungsszenarien), und die mechanische Stabilität von verschiedenen Baumarten und deren Änderung im Lauf des Klimawandels konnten ebenfalls noch nicht berücksichtigt werden (Brüllhardt 2011). Dennoch konnte aufgezeigt werden, wie eine solche Herangehensweise helfen kann, zukünftige Gegebenheiten im Hinblick auf die Klimaerwärmung besser beurteilen zu können.

5.2 Fallstudie 2: Ökosystemdienstleistungen in der Landschaft Davos

Einleitung

Spätestens seit dem Millenium Ecosystem Assessment (MEA 2005) wird im Zusammenhang mit Waldfunktionen vermehrt von Ökosystemdienstleistungen beziehungsweise vom Konzept der „ecosystem goods and services“ gesprochen. Unter diesen Begriffen werden allgemein direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zur menschlichen Wohlfahrt verstanden (Kumar 2010), welche mittels verschiedenen Methoden quantifiziert werden können. Für die Fallstudienregion Davos wurden die Ökosystemdienstleistungen Lawinenschutz, Erholung, Auerwildhabitate, CO₂-Sequestration und Holznutzung nicht nur für den aktuellen Waldzustand sondern auch für ein Trend- und ein Klimaszenarium durchgeführt (Grêt-Regamey et al. 2012). Im Folgenden werden Methodik und wichtigste Resultate dieser Forschung zusammengefasst und im Hinblick auf praktische Anwendungen diskutiert.

Fallstudienregion Davos

Davos ist mit rund 12'000 Einwohnern und 25'000 Gästebetten die höchstgelegene Stadt Europas. Mit 283 km², welche auf einen Höhengradienten von 1060-3146 m verteilt sind, ist Davos die zweitgrösste Gemeinde der Schweiz. Das Klima ist gemässigt zentralalpin mit einer Jahresmitteltemperatur (auf 1560 m) von ca. 3.8°C und einer Niederschlagssumme von ca. 1000 mm/Jahr. 40% des Niederschlags fällt als Schnee, wobei es in

Davos potentiell in jedem Monat schneien oder auch regnen kann. Ungefähr 24% der Landschaft Davos sind bewaldet, rund 80% davon ist Privatwald. Die obere Waldgrenze befindet sich auf rund 2100 m und wurde zum Teil anthropogen herabgesetzt. Wichtigste Baumarten sind Fichte (ca. 80% des Vorrats), Lärche, Arve und Bergföhre. Seit der Walser-Besiedlung ist der Wald geprägt von intensiver Waldnutzung (Beweidung, Rodung, Brenn- und Bauholz, Bergbau). Gegen Ende des 19. Jahrhunderts und verstärkt seit Aufkommen des Wintertourismus liess der Nutzungsdruck stark nach und viele Wälder wurden seither nicht mehr bewirtschaftet. Seit den 1980er Jahren erhielt die Forstwirtschaft dank gut organisiertem Forstbetrieb wieder einen Aufschwung, wobei das Schwergewicht auf der Bewirtschaftung von Schutzwäldern liegt.

Methodischer Ansatz

Um Ökosystemleistungen für die Davoser Wälder im Jahr 2000 und für unterschiedliche Szenarien bis 2050 zu modellieren, wurde ein iterativer Prozess zwischen GIS-basierter Abschätzung von Ökosystemleistungen und Expertenvalidierung gewählt. Dafür wurde ein Bayessches Netzwerk verwendet. Dies ist ein probabilistischer Modellansatz, welcher durch Integration von neuen quantitativen Daten oder Expertenwissen ständig verbessert werden kann und Unsicherheiten auf verschiedener Stufe einbeziehen kann (Grêt-Regamey et al. 2012, Abb. 42). Die zwei verwendeten Waldmodelle basieren auf Luftbildanalysen der Davoser Wälder für die Jahre 1954 und 2000 (noch ohne die Fraktion Wiesen, welche erst seit 2009 zur Gemeinde Davos gehört). Daraus wurde zunächst abgeleitet, mit welcher Wahrscheinlichkeit welcher Waldstrukturtyp in einen anderen überging, woraus dann für jede Waldfläche eine vom Waldtyp und Standort abhängige Wahrscheinlichkeitsverteilung für die zukünftige Entwicklung abgeleitet wurde. Das Trendszenario entspricht somit einer Weiterführung der bisherigen Waldentwicklung und Waldnutzung. Das Erwärmungsszenario beruht im Vergleich zum Trendszenario auf der Annahme, dass die Temperatur bis ins Jahr 2050 um 2.4°C steigt (OcCC 2007, Grêt-Regamey et al. 2008), was eine Erhöhung des Baumwachstums insbesondere in höheren Lagen bewirkt. Beide Szenarien wurden aufgrund von Experteninterviews, in welchen die wahrscheinliche Entwicklung der einzelnen Wälder diskutiert wurde, angepasst.

Die Abschätzung von fünf unterschiedlichen und in Davos als wichtig erachteten Ökosystemleistungen (Lawinenschutz, Erholung, Qualität von Auerwildhabitaten, CO₂-Senken und Holzproduktion wurden mit GIS-basierten Prozessmodellen in Anlehnung an Grêt-Regamey et al. (2012) durchgeführt. Die Validierung der Werte der Modellvariablen und der resultierenden Ökosystemleistungskarten wurde mit je mindestens fünf Experten aus den verschiedenen Disziplinen durchgeführt. Für die Quantifizierung der Lawinenschutzfunktion wurde das numerische, 2-dimensionale Lawinenmodell RAMMS benutzt (Christen et al. 2011). In einem ersten Schritt identifiziert RAMMS potentielle Anrissgebiete basierend auf Topographie und historisch belegter Schneeakkumulation. In einem zweiten Schritt werden Auslaufdistancen, Geschwindigkeiten und Drücke räumlich explizit modelliert. Anschliessend werden die Auslaufgebiete mit gefährdetem Schadenpotential basierend auf der 25'000 Karte (Swisstopo 2004) überlagert und die Kosten von Schäden durch einen Risikoansatz bestimmt (Grêt-Regamey und Straub 2006). Durch Zurückrechnen der Kosten von potentiell gefährdeten Objekten auf die schutzwirksame Waldfläche wird dann für jede Rasterzelle im GIS ein Wert für die Lawinenschutzfunktion abgeleitet. CO₂-Sequestration wurde basierend auf Annahmen betreffend jährlichen Zuwachs und oberirdischer Biomasse und unter Berücksichtigung verschiedener Waldstrukturtypen, in der Landschaft Davos durchgeführt (gemäss Thürig und Schmid 2008). Die Monetarisierung der CO₂-Sequestration wird dabei entsprechend Marktpreisen für CO₂-Äquivalente bestimmt. Die Abschätzung von Auerwild-Habitaten basieren auf dem Auerwild Habitat-Index von Graf et al. (2005) und wurden entsprechend Ersatzhabitatkosten basierend auf Informationen von früheren Projekten in der Schweiz bestimmt (Grêt-Regamey et al. 2008). Die Attraktivität des Waldes für die Erholungsfunktion wurde auf der Basis von Literaturwerten bestimmt und quantifiziert (Bernasconi et al. 2005, Beck 2008). Für die Bewertung der Holzproduktion wurde der erntefähige Anteil an Holz für jeden Waldstrukturtyp entsprechen dem erwarteten Zuwachs und einem Reduktionsfaktor bestimmt (LFI 2008), wobei die Abschätzung entsprechend der Differenz zwischen regionalem Holzmarktpreis und räumlich differenzierten Holzerntekosten erfolgte.

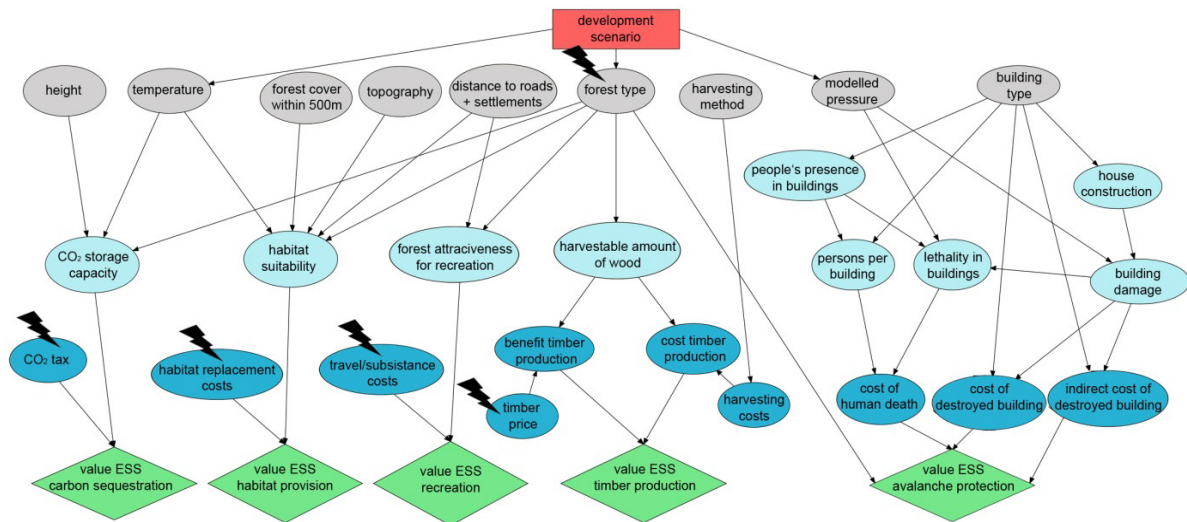


Abb. 42: Bayesian Netzwerk für die Bewertung von 5 verschiedenen Ökosystemdienstleistungen. Graue Knoten bedeuten räumlich explizite Input-Variablen, hell- und dunkelblaue Knoten stehen für Variablen für die Abschätzung und Bewertung der Ökosystemdienstleistungen. Die rote Entscheidungsbox oben definiert das Szenario und die grünen Romboiden symbolisieren Änderungen in den 5 Ökosystemdienstleistungen und mit einem schwarzen Blitz versehene Knoten wurden mit Expertenwissen aufdatiert.

Resultate der Fallstudie 2

Basierend auf Luftbildzeitserien hat die Waldfläche zwischen 1954 und 2000 in der Landschaft Davos um 13% zugenommen und der Anteil der dichten Wälder (Schlussgrad locker bis gedrängt) war von rund 33% auf 54% gestiegen. In die Zukunft projiziert ergibt sich daraus bis zum Jahr 2050 eine weitere Waldzunahme von 13% im Trendszenario bzw. 21% im Erwärmungsszenario (Grêt-Regamey et al. 2012). Im Trendszenario ist dieser zusätzliche Wald vor allem auf weitere landwirtschaftliche Extensivierungen zurückzuführen. Beim Erwärmungsszenario verschiebt sich die Waldgrenze zusätzlich leicht aufwärts.

Insgesamt wirken sich die modellierten Waldveränderungen sowohl beim Trendszenario wie auch beim Erwärmungsszenario bis 2050 eher positiv auf Waldleistungen aus. Die Gesamtwerte der fünf für die Landschaft Davos modellierten Ökosystemleistungen Lawinenschutz, Erholung, Holzproduktion, CO₂-Sequestration und Auerwildhabitate steigen von zur Zeit rund 106 Mio. CHF/Jahr auf rund 130 Mio. CHF/Jahr (+27%) beim Trendszenario und auf rund 135 Mio. CHF/Jahr (+27%) im Erwärmungsszenario. Dieser Anstieg ist einerseits auf die Ausdehnung der gesamten Waldfläche zurückzuführen (Ökosystemleistungen ausserhalb des Waldes werden hier nicht berücksichtigt). Zusätzlich tragen auch Waldstrukturveränderungen und zukünftig erwartete Werterhöhungen (z.B. die Erhöhung von CO₂-Emissionsabgaben oder die Erhöhung des Holzpreises) dazu bei. Da für die Zukunft der Tourismusregion Davos gemäss Expertenumfrage mit einer Erhöhung des jährlichen Erholungswertes der Davoser Wälder von 5400 CHF/ha auf 6800 CHF/ha gerechnet wird, steigt auch der Gesamtwert für die Erholungsfunktion um rund 50% an. Die Einnahmen durch die Holznutzung reagieren ebenfalls sehr sensitiv auf Annahmen bezüglich des Holzpreises. Bei einem heute realistischen durchschnittlichen Holzpreis von 96 CHF/m³ und bei einem für 2050 prognostizierten Holzpreis von 115 CHF/m³ ist die Holzproduktion (isoliert betrachtet, ohne zusätzliche Querfinanzierung durch die Bereitstellung von Lawinenschutz und andere Waldleistungen) in den meisten Davoser Waldbeständen unrentabel. Wenn sich der Holzpreis hingegen bei einem Wert von 120 CHF/m³ stabilisieren würde, wäre die Holznutzung in 80% der Davoser Wälder auch ohne Zusatzfinanzierung für Schutzwaldprojekte rentabel.

Der Wert von verschiedenen Ökosystemleistungen unterscheidet sich stark je nach Topographie, Standort und Waldstruktur. Die Lawinenschutzleistung wurde für rund 50% der Davoser Wälder als die, mit Abstand, wichtigste Leistung berechnet. Im Durchschnitt beläuft sich der mittels Lawinenmodellen und einer Risikoana-

lyse berechnete Wert der Lawinenschutzleistung auf ca. 30'000 CHF pro Hektare. Je nach Topographie und dem Schadenpotential in Lawinenrutschen variiert der berechnete Wert aber zwischen 3 CHF/ha und 698'000 CHF/ha. Auch potentielle zukünftige Auerwildhabitate konzentrieren sich wegen spezifischen Ansprüchen bezüglich Waldstruktur und Topographie auf 1400 ha. Im Vergleich zur Lawinenschutzleistung und zu den Auerwildhabitaten sind Erholungsnutzung und CO₂-Aufnahme gleichmässiger auf alle Wälder verteilt, obwohl auch dort räumliche Unterschiede in der Höhe der Leistungen bestehen.

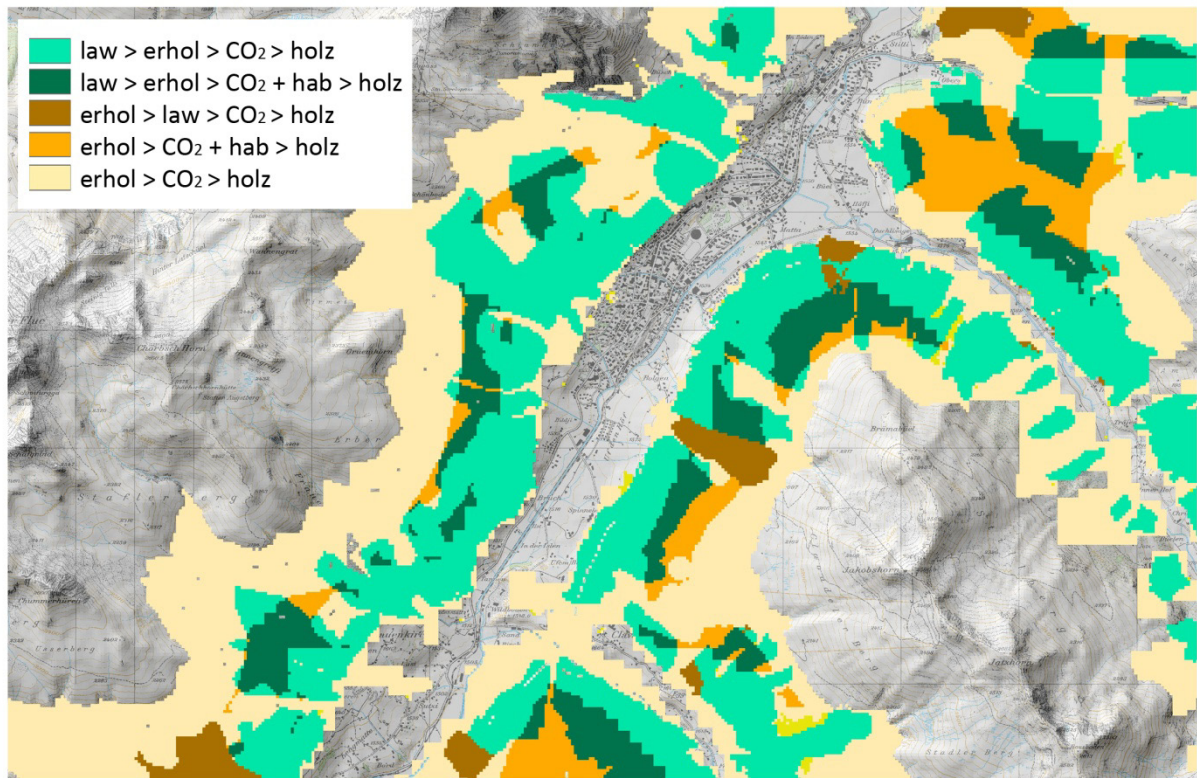


Abb. 43: Verteilung und Wichtigkeit der Ökosystemleistungen Lawinenschutz (law), Erholung (erhol), CO₂-Sequestration (CO₂), Auerwaldhabitate (hab) und Holzproduktion (holz) des Davoser Waldes im Jahre 2050 im Erwärmungsszenario.

Mehr als 40% aller Davoser Wälder weisen Überlappungen von drei oder mehr der betrachteten Ökosystemleistungen auf (Abb. 43). Wichtige Synergien bestehen darin, dass durch die nachhaltige Pflege des Schutzwaldes gleichzeitig auch Holz produziert werden kann. Je nach Waldstruktur bestehen auch starke Synergien zwischen Schutzfunktion und Auerwildhabitaten oder CO₂-Aufnahme. Potentielle Trade-offs existieren vor allem in Bezug zur Erholungsfunktion, da von Erholungssuchenden eher offene Wälder bevorzugt werden und andere Ökosystemleistungen wie die Schutzfunktion oder die CO₂-Sequestration (zumindest über einen gewissen Zeitraum betrachtet) an Wert gewinnen, wenn der Wald dichter wird. In den berechneten Zukunftsszenarien ändern sich die Trade-offs und Synergien zwischen den verschiedenen Waldfunktionen nicht wesentlich. Allerdings können sich durch die Zunahme des Wertes für den Erholungswald und dem Trend zu dichteren Wäldern Win-Win Situationen zwischen Holznutzung und Erholungswald verstärken. Im Erwärmungsszenario würde gemäss dieser Berechnung die Bedeutung des Waldes als CO₂-Senke zusätzlich steigen.

Diskussion der Fallstudie 2

Gemäss der hier durchgeführten Monetarisierung von Waldleistungen ist der Lawinenschutz in rund 50% der Davoser Wälder mit Abstand die wichtigste Waldleistung. Auch wenn kritische Schnee- und Witterungsbedingungen für Waldlawinen in Zukunft tendenziell weniger häufig auftreten und sich die Schutzleistung in den letzten Jahrzehnten eher verbessert hat, muss der Erfüllung der Lawinenschutzleistung (und der Schutzleistung

gegenüber anderen Naturgefahren, welche hier nicht bewertet wurde) auch in Zukunft grösste Beachtung geschenkt werden. Mit der weiterhin steigenden Lawinenschutzwaldfläche und insbesondere mit dem steigendem Anteil an dichten Wäldern sowie einer Zunahme der Gefährdung durch natürliche Störungen muss in Zukunft mit noch grösseren Problemen bei der Prioritätensetzung in der Schutzwaldpflege (insbesondere in der Förderung von Vorverjüngung) gerechnet werden. Langfristige Zukunftsszenarien mit wachsendem Lawinenschutzwald auf bisher landwirtschaftlich genutzten Flächen weisen zudem auf Potentiale hin, landwirtschaftliche und forstliche Förderungsmassnahmen besser aufeinander abzustimmen und so die Bereitstellung von Ökosystemleistungen insgesamt zu erhöhen. Auch wenn hier nur Ökosystemleistungen im Waldbereich und nicht auf Grasland monetarisiert wurden, stellt die Bewertung und Übereinanderlagerung von fünf Ökosystemleistungen für Zukunftsszenarien in der Landschaft Davos einen Schritt in Richtung einer solchen gesamthaften Betrachtung dar. Bei einigen der Bewertungsansätze besteht dabei in Zukunft sicher noch viel Platz für Verbesserungen. So wäre es zum Beispiel aufgrund der Resultate von Kapitel 4 unbedingt notwendig, die Rückwirkung aufs Klima von Waldveränderungen in schneereichen Gebieten nicht nur aufgrund der CO₂-Bindung sondern aufgrund der Kombination von Albedoeffekt und CO₂-Bindung abzuschätzen. Auch deckt das Auerhuhn – wenn auch eine gute Indikatorart für strukturreiche Wälder – natürlich nicht sämtliche Habitatbedürfnisse verschiedener Pflanzen- und Tierarten im Wald ab und die Erholungsfunktion wurde mit einem einfachen Modell bewertet, welches vor allem auf der empirisch relativ gut abgesicherten Annahme beruht, dass offene und gut zugängliche Wälder wertvoller sind für die Erholungsnutzung (Bernasconi et al. 2005). Trotz solcher Einschränkungen ist der Ansatz des angewendeten räumlich expliziten Bayesschen Netzwerkes für zukünftige Anwendungen interessant. Als Fortschritte gegenüber bisherigen Modellierungsansätzen sind dabei vor allem die Integration von Expertenwissen in der Abschätzung und Monetarisierung von Ökosystemleistungen und die Berücksichtigung von Unsicherheiten zu erwähnen, welche es erlaubt Wahrscheinlichkeiten in der Voraussage von Zukunftszuständen zu berücksichtigen und somit die Kreditabilität in die resultierenden Ökosystemleistungskarten zu erhöhen. Besonders wertvoll erscheint uns auch das Aufzeigen von Synergien und Trade-offs zwischen verschiedenen Waldleistungen bei unterschiedlichen Szenarien. Für die Landschaft Davos zeigte sich dabei, dass die Schutzleistung in grossen Teilen auch unter dem Einfluss des Klimawandels von prioritärer Bedeutung sein wird und in den dafür kritischen Beständen eine möglichst nachhaltige Bestockung ohne grosse Lücken erfordert. Es zeigte sich aber auch, dass im Sinn einer Gesamtoptimierung von verschiedenen Ökosystemleistungen zusätzlicher Vorratsabbau und eine aktive Verhinderung von Vorratszunahmen (durch Holznutzung und extensive Waldweide) in einem Teil der Davoser Wälder sinnvoll wäre. Dies wirkt einerseits der Gefährdung durch grossflächige Störungen entgegen und leistet andererseits einen Beitrag zur nachhaltigen Holzressourcennutzung (welche zurzeit fast nur im Zusammenhang mit anderen Waldökosystemleistungen rentabel ist) und zur Optimierung der Erholungsleistung. Aufbauend auf einem solchen Modellsystem, welches durch Einbezug von zusätzlichen Daten und Teilmodellen laufend verbessert werden könnte, sollte es in Zukunft möglich sein, weitere Ökosystemleistungen übereinanderlagernd zu quantifizieren und so eine hoffentlich auch in der Praxis anwendbare Entscheidungshilfe für die multifunktionale Waldbewirtschaftung bzw. Landnutzung zu entwickeln.

5.3.Fazit zu Kapitel 5: Räumliche Fallstudien zu zukünftigen Waldleistungen

1: In den beiden vorgestellten Fallstudien wird mit Hilfe eines Risikoansatzes und der Kombination von Waldentwicklungsmodellen und Prozessmodellen berechnet, wie sich Naturgefahrenprozesse bei verschiedenen Waldszenarien verändern könnten, welche Schutzwälder zurzeit und unter dem Einfluss des Klimawandels in Zukunft besonders risikoreduzierend wirken und mit welchen Veränderungen von Waldleistungen in Zukunft bei verschiedenen Szenarien zu rechnen ist. Solche Informationen sind für die Prioritätensetzung in der Schutzwaldbewirtschaftung potentiell sehr wertvoll, auch wenn sich in beiden Fallstudien noch methodisches Verbesserungspotential zeigt.

2: Im Vergleich zu den übrigen Schritten einer Risikoanalyse ist die Modellierung von zukünftigen Waldzuständen und Waldwirkungen bereits ohne Berücksichtigung des Klimawandels eine grosse Herausforderung und erschwert sich durch Einbezug des Klimawandels und die damit verbundenen Unsicherheiten noch erheblich. Um solche Modelle zu optimieren, müssten Vorteile beider verwendeter Ansätze kombiniert werden, einschliesslich:

- i) einer adäquaten Erfassung des aktuellen Waldzustandes, für welche nebst Orthobildern und Bestandesdaten zunehmend auch aktuelle LIDAR-Daten zur Verfügung stehen. Die aktuelle, räumliche Anordnung von verschiedenen Strukturelementen im Gebirgswald hat so grosse Auswirkungen auf Waldleistungen und die Entwicklungsdynamik, dass auf diese Information in räumlichen Modellierungen der Entwicklungsdynamik und in Risikoanalysen nicht verzichtet werden sollte.
- ii) einer mechanistischen Komponente, welche Reaktionen von Baumarten auf veränderte Rahmenbedingungen und Anfälligkeiten auf natürliche Störungen berücksichtigen kann. Das im ersten Fallbeispiel verwendete FORCLIM-Modell ist in diesem Punkt dem Transitionsansatz des zweiten Fallbeispiels überlegen, vor allem wenn längere Zeiträume (über 50 Jahre) betrachtet werden.
- iii) einer Verbesserung von bestehenden Prozessmodellen: Die in den Fallstudien verwendeten Modelle RockyFor3D und RAMMS haben bereits einen sehr hohen Stand erreicht, könnten aber im Vergleich zu den hier verwendeten Versionen noch von weiteren (zum Teil bereits stattfindenden) Verbesserungen profitieren. Im Zusammenhang mit den Auswirkungen des Klimawandels ist zum Beispiel die bessere Berücksichtigung der Wirkung von Totholz sehr wichtig.
- iv) der Berücksichtigung von Unsicherheiten und Expertenwissen, so wie das im 2. Fallbeispiel ins Modellsystem einbezogen wurde. Damit können zumindest zum Teil auch noch vorhandene Schwächen in den Modellierungssystemen kompensiert werden.

3: Aufgrund von grossen regionalen Unterschieden und den in Punkt 2 aufgeführten Herausforderungen haben Risikoanalysen, wie sie in den beiden Fallbeispielen durchgeführt wurden, auf regionaler Ebene das grösste Anwendungspotential. In welcher Form die Forschung in Richtung von anwendungsorientierten Entscheidungshilfen weitergeführt wird, sollte in enger Zusammenarbeit mit zuständigen Stellen bei Bund, Kantonen und Gemeinden entschieden werden.

4: Die Übereinanderlagerung und Abschätzung von verschiedenen Ökosystemdienstleistungen, wie sie im 2. Fallbeispiel dargestellt wurde, ermöglicht eine Abschätzung von Trade-offs und Synergien zwischen verschiedenen Ökosystemdienstleistungen. Solche Anwendungen würden in Zukunft vor allem dann interessant, wenn sich Anreizsysteme für die Landnutzung noch stärker an einer Bewertung von verschiedenen Ökosystemdienstleistungen orientieren sollen.

6. Schlussfolgerungen

Positive Entwicklungen bezüglich Schutzwirkung

- Unter dem Einfluss vom Landnutzungswandel und in zunehmendem Mass auch vom Klimawandel hat sich die wirksame Lawinenschutzwaldfläche und die Schutzwirkung von bisher offenen Wäldern in den letzten Jahrzehnten erhöht. Vor allem subalpin dürfte sich diese Entwicklung noch verstärken. Demgegenüber waren markante Abnahmen der Bestandesgrundfläche, abgesehen von waldbaulichen Eingriffen oder Störungen wie Vivian, seit den 1980er Jahren nicht offensichtlich von Bedeutung.
- Die Baumartenanteile haben sich in vielen Gebirgswäldern tendenzmässig in eine Richtung verändert, wie wir sie aufgrund des wärmer werdenden Klimas erwarten. Auch wenn nebst klimatischen Faktoren insbesondere auch Bewirtschaftung und natürliche Störungen einen grossen Einfluss auf diese Veränderungen haben, deuten die feststellbaren Trends darauf hin, dass an den Klimawandel angepasste Baumarten ihren Anteil bisher auch entsprechend erhöhen konnten.

Gefährdungen und negative Entwicklungen bezüglich Schutzwirkung

- Die wichtigsten Gefährdungen für Abnahmen der Schutzfunktion in Gebirgswäldern der Schweiz bilden grossflächige Störungen durch Windwurf, Insekten und Feuer. In Zukunft zu erwartende trockenere und wärmere Sommer erhöhen die Gefährdung von Borkenkäferkalamitäten und Feuer. Grossflächige natürliche Störungen können somit in Zukunft vermehrt auch höher gelegene Schutzwälder betreffen.
- Weitere Vorraterhöhungen tragen zu einer zusätzlichen Erhöhung der Gefährdung durch grossflächige Störungen bei. Dadurch können in Zukunft neue „Problembestände“ mit niedriger Störungsresilienz entstehen.
- Trotz insgesamt abnehmenden Trends bezüglich Schneebedeckungsdauer und Waldlawinensituationen kann es (vorübergehend während den nächsten Jahrzehnten) zu einer Zunahme von Gleitschnee- und Schneebruchschäden im Schutzwald kommen.

Oberflächenrauigkeit und Entwicklung von Störungsflächen

- Erhöhte Oberflächenrauigkeit durch Jungbäume oder liegendes Holz kann direkt in potentiellen Lawinenanrissgebieten einen sehr wertvollen Beitrag zur Verhinderung von Waldlawinen und insbesondere zur Verringerung deren Reichweiten leisten.
- Aufgrund der abnehmenden Schutzwirkung des liegenden Holzes und der noch nicht vollständigen Lawinenschutz Wirkung durch aufkommende Verjüngung nach dem Sturm, befinden sich Windwurfflächen 20 Jahre nach Vivian in einer relativ heiklen Phase mit lokal reduziertem Lawinenschutz bei extremen Schneeereignissen. Bisher konnten aber Lawinenanrisse auf belassenen Windwurfflächen verhindert werden. Zusammen mit den Untersuchungen in Waldlawinenanrissflächen weist dies darauf hin, dass die Bedeutung von Oberflächenrauigkeit durch Totholz und aufkommende Verjüngung bei der Beurteilung der Lawinenschutz Wirkung bisher eher unterschätzt wurden.

- Das Vorhandensein von Vorverjüngung war für das Erreichen einer möglichst guten Schutzwirksamkeit auf den untersuchten Windwurfflächen sehr wichtig. Moderholzverjüngung setzte zwar 20 Jahre nach dem Sturm ein, kann aber noch keinen wesentlichen Beitrag zur Erhöhung zur Schutzwirksamkeit auf Windwurfflächen leisten.

Rückwirkung der Waldentwicklung im Gebirge auf das Klima

- In schneereichen Gebirgsregionen (oberhalb von ca. 1200 m.ü.M.) hat die Erniedrigung der Albedo durch Waldausdehnung einen „erwärmenden Effekt“, welcher den „abkühlenden Effekt“ durch erhöhte CO₂-Bindung um mehr als 50% reduziert. Das bedeutet, dass in höheren, schneereicheren Lagen eine weitere Waldausdehnung einen deutlich niedrigeren klimatischen Nutzen aufweist als bisher erwartet.
- Die erste Phase des Einwachsens von im Winter schneebedeckten Wiesen und Weiden hin zu offenem Wald trägt besonders stark zur Albedoerniedrigung und damit zur Erwärmung bei. Bei zunehmendem Kronendeckungsgrad überwiegt dann immer mehr der abkühlende Effekt des CO₂-Forcings durch weitere Vorratszunahmen.

Möglichkeiten und Grenzen von räumlichen Risikoanalysen

- In Kombination mit Waldentwicklungs- und Naturgefahrenprozessmodellen können räumliche Risikoanalysen Hinweise darauf geben, welche Schutzwälder unter dem Einfluss des Klimawandels das Risiko von Naturgefahren besonders stark reduzieren und mit welchen Veränderungen von Waldleistungen bei verschiedenen Szenarien zu rechnen ist. Es zeigte sich aber, dass solche Ansätze auf nationaler Stufe kaum anwendbar sind und dass für regionale Anwendungen noch erhebliches methodisches Verbesserungspotential besteht.
- Die Modellierung von zukünftigen Waldzuständen und Waldwirkungen unter dem Einfluss des Klimawandels ist – auch im Vergleich mit den übrigen Schritten einer Risikoanalyse - mit grossen Unsicherheiten verbunden. Um solche Modelle zu optimieren, müssten Vorteile verschiedener Ansätze sowie neu verfügbarer, hochaufgelöster räumlicher Fernerkundungsdaten kombiniert werden.
- Neuere Bewertungsmethoden schliessen nebst Schutzfunktionen auch andere Ökosystemdienstleistungen und Trade-offs zwischen solchen Leistungen ein und ermöglichen den Einbezug von regionalem Expertenwissen und Modellunsicherheiten in die Bewertung.

7. Empfehlungen

Steuern von Waldflächenzunahmen

- Das Einwachsen von neuen Gebirgswäldern sollte wo möglich so gesteuert bzw. beeinflusst werden, dass neue Schutzwälder vor allem dort entstehen, wo sie am meisten nötig sind und wo die Schutzfunktion auch nachhaltig gewährleistet werden kann.
- Ansonsten muss das Einwachsen von neuem Wald differenziert und unter Berücksichtigung verschiedener Ökosystemdienstleistungen beurteilt werden. In höheren Gebieten mit langer Schneebedeckung, wo zusätzlicher Wald keine risikovermindernde Wirkung gegenüber Naturgefahren ausübt, bildet die Klimarückkoppelung durch verringerte Albedo ein (zusätzliches) Argument für die Offenhaltung der Landschaft. Dies sollte in einer Gesamtbeurteilung verschiedener Ökosystemdienstleistungen mitberücksichtigt werden.

Verstärkte Anstrengungen bei Pflegeeingriffen

- Der fortschreitenden Entwicklung von neu einwachsenden oder bisher offenen Gebirgswäldern in homogene, dichte Bestände mit erhöhter Anfälligkeit und niedriger Resilienz sollte gegenüber grossflächigen Störungen aktiv entgegengewirkt werden. Dies gilt in erster Linie für Schutzwälder. Zur Verminderung der Störungsgefährdung durch Borkenkäfer und Feuer können solche Massnahmen aber auch in Nichtschutzwäldern im Einzugsgebiet von wichtigen Schutzwäldern relevant sein. Im subalpinen Wald, wo diese Prozesse in Zukunft wahrscheinlich am stärksten fortschreiten, stehen dabei gruppenweise Gebirgspflenterungen im Vordergrund. Wo ein früher Eingriffszeitpunkt (vor erfolgtem Kronenschluss) verpasst wurde und die Kronen bereits verkürzt sind, werden solche Eingriffe entsprechend weniger dringlich.
- Vorratsabbau und Baumartendiversifizierung als Mittel zur Verminderung der Störungsgefährdung durch Feuer und Borkenkäfer kann auch in Nichtschutzwäldern im Einzugsgebiet von wichtigen Schutzwäldern ein wirksames Mittel zur Risikoreduktion sein.
- Nebst forstlichen Eingriffen im Schutzwald gemäss NAIS kann je nach Standortsbedingungen auch eine extensive Waldweide sinnvoll sein, um der beschleunigten Verdichtung von offenen Gebirgswäldern entgegenzuwirken.

Förderung von Verjüngung und Oberflächenrauhigkeit

- Bei der Realisierung von Pflegeeingriffen zur Verhinderung von grossflächig einschichtigen Schutzwäldern mit geringer Störungsresilienz gegenüber Windwurf und Borkenkäfern sollte die aktive Förderung von Vorverjüngung in entsprechend gefährdeten Schutzwaldbeständen noch stärker gefördert werden.
- Die Klimaerwärmung begünstigt Wachstumsprozesse von Jungbäumen an temperaturlimitierten Standorten. Gezielte Überwindungen von anderen Restriktionen für die Schutzwaldverjüngung (z.B. durch Pflanzungen, Förderung Keimbeet, Wildregulation) könnten somit an solchen Standorten an Effektivität gewinnen und sollten entsprechend gezielt eingesetzt werden.

- Massnahmen zur Erhöhung der Oberflächenrauigkeit (Hohe Stöcke, Querlegen und Sichern von Stämmen, punktuelle Verjüngungstützpunkte, allenfalls Unterstützung durch 3-Beinböcke oder Schneerechen) sind insbesondere gegenüber Gleitschneeereignissen und auf Störungsflächen sehr wirksam und können bei wärmer werdendem Klima auch in höheren Lagen mit bisher wenig Gleitschneelawinen an Bedeutung gewinnen.
- Die Untersuchungen in diesem Projekt sprechen insgesamt für ein vermehrtes Belassen von Störungsflächen bzw. für nur punktuelle Pflanzungen und technische Verbauungen an kritischen Stellen. Allerdings muss dabei jeder Fall aufgrund von Gefahrenpotential, Schadenpotential, Standortseigenschaften und Struktur des Ausgangsbestandes individuell beurteilt und die Risiken bewertet werden.
- Ein in Bezug auf die Schutzfunktion optimiertes Totholzmanagement wird in Zukunft noch wichtiger. Dabei gilt es, die Vorteile von liegendem Totholz (Oberflächenrauigkeit, Abbremsen von Lawinen und Steinschlag, Substrat für Moderholzverjüngung) vorsichtig und nach Region und Standort differenziert mit potentiellen Nachteilen (Borkenkäferausbreitung direkt nach Störungsereignissen, Zwischenlager von Steinen hinter sich zersetzendem Totholz, feines Totholz als Brandgut) abzuwägen. Dafür besteht noch Forschungsbedarf.

Baumartenvielfalt

- Die Erhöhung der Baumartenvielfalt und die Anpassung von Baumartenanteilen in eine Richtung, welche durch Klimaszenarien vorgegeben werden, sollte wo immer möglich gefördert werden. Dies ist einerseits im Rahmen von Verjüngungsschlägen möglich. Zusätzliche Gelegenheiten zur Anpassung der Baumartenanteile an den Klimawandel bieten sich nach natürlichen Störungen.
- Vor allem in Fichtenwäldern der montanen Stufe, welche aufgrund der Standortsgegebenheiten einen höheren Tannen- und Laubholzanteil aufweisen würden, sollte der Tannen- und Laubholzförderung im Sinne der Klimaanpassung höchste Priorität gegeben werden.

Waldbrandvorsorge

- In bisherigen Waldbrandrandgebieten, wo in Zukunft mit einer erhöhten Waldbrandgefährdung zu rechnen ist, sollten verstärkte Investitionen in sinnvolle Waldbrandbekämpfung und Waldbrandvorsorge getätigt werden.
- In potentiell durch Waldbrand gefährdeten Schutzwäldern sollten Massnahmen zur Verringerung der Waldbrandgefährdung (allgemeiner Vorratsabbau, Verhinderung von dichten Wäldern mit geringer Bodenvegetation in südlichen Expositionen, Förderung von natürlichen Feuerbarrieren) grösseres Gewicht gegeben werden. Zudem muss auf feuergefährdeten Standorten mit dem Liegenlassen von feinem, leicht entzündbarem Brandgut (z.B. Asthaufen nach waldbaulichen Eingriffen) entsprechend vorsichtig umgegangen werden.

Überarbeitung Anforderungsprofile NAIS

- Das jetzige minimale Anforderungsprofil des Waldes gegenüber Lawinen ist tendenziell eher auf der sicheren Seite. Die hier vorgestellten Untersuchungen deuten darauf hin, dass insbesondere die Rolle der Oberflächenrauigkeit und Verjüngung im Anrissgebiet noch stärker als bisher betont werden könnte und dass bei Erfüllung von zu definierenden Kriterien bezüglich

Verjüngung/Bodenrauhigkeit auch ein Deckungsgrad unter 50% zur Erfüllung der Schutzwirksamkeit gegenüber Lawinen ausreicht. Dies ist insbesondere bei der Beurteilung der Schutzwirksamkeit von Störungsflächen und im Zusammenhang mit liegendem Holz sehr relevant.

- Die Lückenlängen und Lückenbreiten des Anforderungsprofils des Waldes gegenüber Lawinen sind grundsätzlich in einem sinnvollen und eher vorsichtigen Bereich. Dies gilt jedoch nicht für gleitschneegefährdete Wälder, welche aufgrund von Standortseigenschaften (SW-SO-exponierte Steilhänge, tiefere aber noch schneereiche Lagen) relativ klar abgegrenzt werden können. Für solche gleitschneegefährdeten Hänge müssten minimale Lückenbreiten bei geringer Oberflächenrauhigkeit eher noch restriktiver definiert werden.
- Die Hintergrundinformationen im Kap. 2.2 „Entstehung von Lawinen“ des NAIS-Ordners sind zum Teil etwas überholt und bedürfen einer leichten Überarbeitung.

Räumliche Risikoanalysen bei komplexen Fragestellungen

- Räumliche Risikoanalysen können helfen, Prioritäten im Naturgefahrenschutz und in der Landnutzung richtig zu setzen und Ressourcen optimal zu verteilen. Aufgrund der wahrscheinlich zunehmenden Bedeutung von natürlichen Störungen, könnte ein verstärkter Einsatz von dynamischen bzw. interaktiven Gefahren- bzw. Risikokarten wertvoll sein. Beispielsweise könnten neben bisherigen Risikoszenarien (30-jähriges Ereignis, 300-jähriges Ereignis) auch Szenarien mit verminderten Schutzfunktionen durch Störungsereignisse simuliert werden.
- Solche dynamischen und interaktiven Risikokarten wären am ehesten auf regionaler Ebene einsetzbar. Beispielsweise könnten damit direkt nach Windwürfen und vor dem Eintreten von Folgeschäden die bestehenden Entscheidungsgrundlagen verbessert werden. Dabei besteht gegenüber den hier vorgestellten Fallbeispielen jedoch noch erhebliches methodisches Verbesserungspotential, insbesondere bezüglich des Einbezugs von hochaufgelösten räumlichen Walddaten und der Parametrisierung von Störungsflächen in Lawinen- und Steinschlagsimulationen.
- Die Übereinanderlagerung und Quantifizierung von verschiedenen Ökosystemdienstleistungen ermöglicht eine Abschätzung von Trade-offs und Synergien zwischen solchen Leistungen. Auch solche Anwendungen sollten weiterentwickelt werden und könnten in Zukunft dazu verwendet werden, Anreizsysteme für die Landnutzung noch stärker an einer Bewertung von verschiedenen Ökosystemdienstleistungen zu orientieren.

8. Literatur

- Ammann M. 2006. Schutzwirkung abgestorbener Bäume gegen Naturgefahren. Dissertation ETH Zürich.
- Arora VK, Montenegro A. 2011. Small temperature benefits provided by realistic afforestation efforts. *Nature Geoscience* 4: 514-518.
- Bače R, Svoboda M, Pouska V, Janda P. 2012. Natural regeneration in Central-European subalpine spruce forests: Which logs are suitable for seedling recruitment? *Forest Ecology and Management* 266: 254-262.
- Bachofen H, Zingg A. 2005. Auf dem Weg zum Gebirgspflenterwald: Kurzzeiteffekte von Durchforstungen auf die Struktur subalpiner Fichtenwälder. *Schweiz. Z. Forstwes.* 156 (12): 456-466.
- BAFU 2010. Daten, welche im Rahmen des SILVAPROTECT-Projektes des BAFU erarbeitet wurden.
- BAFU 2012. EconoMe 1.0 Objektparameter. http://www.econome.ch/ecoroot/temp/doku_Objekte.pdf.
- Bala G, Caldeira K, Wickett M, Phillips TJ, Lobell DB, Delire C, Mirin A. 2007. Combined climate and carbon-cycle effects of large-scale deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 9911-9911.
- Barbeito I, Dawes M, Rixen C, Senn J, Bebi P. 2012. Factors driving survival and growth at treeline: a 30-year experiment of 92,000 trees. *Ecology* 93: 389-401.
- Barnes CA, Roy DP. 2010. Radiative forcing over the conterminous United States due to contemporary land cover land use change and sensitivity to snow and interannual albedo variability. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* 115.
- Bartelt P, Stöckli V. 2001. The influence of tree and branch fracture, overturning and debris entrainment on snow avalanche flow. *Ann. Glaciol.* 32: 209-216.
- Bathiany S, Claussen M, Brovkin V, Raddatz T, Gayler V. 2010. Combined biogeophysical and biogeochemical effects of large-scale forest cover changes in the MPI earth system model. *Biogeosciences* 7: 1383-1399.
- Baur P, Bebi P, Gellrich M, Rutherford G. 2006. WaSALP- Waldausdehnung im Schweizer Alpenraum. Schlussbericht. published online 2006 <http://www.wsl.ch/projects/WaSALP->.
- Bavay M, Grünwald T, Lehning M. 2012. Response of snow cover and runoff to climate change in high Alpine catchments of Eastern Switzerland. *Advances in Water Resources*. In revisions.
- Bazzigher G. 1973. Wound rot in spruce stands after bark stripping. *European Journal of Forest Pathology* 3: 71-82.
- Bebi P, Grêt-Regamey A, Rhyner J, Amman WJ. 2004. Risikobasierte Schutzwaldstrategie. *Forum für Wissen* 2004: 79-86.
- Bebi P, Kienast F, Schönenberger W. 2001. Assessing structures in mountain forests as a basis for investigating the forests' dynamics and prospective function. *Forest Ecology and Management* 145: 3-14.
- Bebi P, Kulakowski D, Rixen C. 2009. Snow avalanche disturbances in forest ecosystems - State of research and implications for management. *Forest Ecology and Management* 257(9): 1883-1892.
- Bebi P, Kulakowski D, Veblen TT. 2003. Interactions between fire and spruce beetles in a subalpine Rocky Mountain forest landscape. - *Ecology* 84: 362-371.
- Bebi P, Teich M, Zurbruggen N, Brunner S, Grêt-Regamey A. 2012. Waldveränderungen und -Leistungen in der hochalpinen Landschaft Davos unter dem Einfluss des Klimawandels. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 163(12): 493-501.
- Bebi P, Ulrich M. 2008. Gibt es immer mehr wirksamen Lawinenschutzwald? *Inf.bl. Wald* 24: 1-3.
- Bebi P. 2000. Erfassung von Strukturen im Gebirgswald als Beurteilungsgrundlage ausgewählter Waldwirkungen. Beiheft zur Schweizerischen Zeitschrift für Forstwesen 90: 1-128.
- Beck C. 2008. Literaturstudie zur monetären Bewertung von Nicht-Holzleistungen des Waldes. Pages 89-196 in Moser T, Zabel A, Bernath K, Baur P, Roschewitz A, Beck C, Zimmermann W. Inwertsetzung von Waldwerten und Waldleistungen. Ergänzungsbeitrag zur Cost Aktion E45, Zurich, Switzerland.
- Becker T, Schröter H. 2000. Ausbreitung von rindenbrütenden Borkenkäfern nach Sturmschäden. *Allg. Forstztg.* 55: 280-282.
- Bernasconi A, Schrott U, Ayus Pellitero T. 2005. Erholung und Walddynamik. Synthesebericht, BUWAL, Berne, Switzerland.
- Bernier PY, Desjardins RL, Karimi-Zindashty Y, Worth D, Beaudoin A, Lou Y, Wang S. 2011. Boreal lichen woodlands: A possible negative feedback to climate change in eastern North America. *Agricultural and Forest Meteorology* 151: 521-528.
- Betts RA, Falloon PD, Goldewijk KK, Ramankutty N. 2007. Biogeophysical effects of land use on climate: Model simulations of radiative forcing and large-scale temperature change. *Agricultural and Forest Meteorology* 142: 216-233.

- Betts RA. 2000. Offset of the potential carbon sink from boreal forestation by decreases in surface albedo. *Nature* 408: 187-190.
- Bigler C, Bräker OU, Bugmann H, Dobbertin M, Rigling A. 2006. Drought as an Inciting Mortality Factor in Scots Pine Stands of the Valais, Switzerland. *Ecosystems* 9: 330-343.
- Bird DN, Kunda M, Mayer A, Schlamadinger B, Canella L, Johnston M. 2008. Incorporating changes in albedo in estimating the climate mitigation benefits of land use change projects. *Biogeosciences Discussion*.
- Bloetzer W, Egli T, Petrascheck A, Sauter J, Stoffel M. 1998. Synthesebericht NFP 31 Klimaänderung und Naturgefahren in der Raumplanung. VDF Hochschulverlag AG, ETH Zürich.
- Bolliger J, Hagedorn F, Leifeld J, Bohl J, Zimmermann S, Soliva R, Kienast F. 2008. Effects of land-use change on carbon stocks in Switzerland. *Ecosystems* 11: 895-907.
- Bolte A. 2005. Zur Zukunft der Buche in Mitteleuropa. *AFZ-Der Wald* 20: 1077-1078.
- Bonan GB. 2008a. *Ecological Climatology - Concepts and applications*. Boulder, Colorado, National Center for Atmospheric Research.
- Bonan GB. 2008b. Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* 320: 1444-1449.
- Borter P. 1999. Risikoanalyse bei gravitativen Naturgefahren/ Methode. *Umwelt Materialien* Nr.107/I, Naturgefahren, BUWAL, Bern: 115 S.
- Brändli U-B, Herold A. 1999. LF12-Schutzwald. In: Brassel P, Brändli U-B. (Red.) *Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der Zweitaufnahme 1993-1995*. Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. Bern, Stuttgart, Wien, Haupt: 331-354.
- Brändli U-B. (Red.) 2010. *Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der dritten Erhebung 2004-2006*. Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL. Bern, Bundesamt für Umwelt, BAFU. 312 S.
- Brang P, Bugmann H, Bürgi A, Mülematter U, Rigling A, Schwitter R. 2008. Klimawandel als waldbauliche Herausforderung. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 159: 362-373.
- Brang P, Schönenberger W, Bachofen H, Zingg A, Wehrli A. 2004. Schutzwalddynamik unter Störungen und Eingriffen: Auf dem Weg zu einer synthetischen Sicht. pp 55-67 In: Eidg. Forschungsanstalt WSL. *Schutzwald und Naturgefahren. Forum für Wissen* 2004.
- Brang P. 1988. Decline of mountain pine (*Pinus mugo* ssp. *uncinata*) stands in the Swiss National Park – a dendrochronological approach. *Dendrochronologia* 6: 151-162.
- Brüllhardt C. 2011. Räumliche Modellierung von Steinschlagsrisiken: Fallstudie zur Steinschlagschutzleistung des Waldes unter sich verändernden Klimabedingungen. Institut für Raum- und Landschaftsentwicklung (IRL), Planung von Landschaft und Urbanen Systemen (PLUS), ETH Zürich.
- Bründl M, Romang HE, Bischof N, Rheinberger CM. 2009. The risk concept and its application in natural hazard risk management in Switzerland. *Natural Hazards and Earth System Science* 9: 801-813.
- Bugmann H, Zierl B, Schumacher S. 2005. Projecting the impacts of climate change on mountain forests and landscapes. In: Huber U.M, Bugmann H.K.M. & Reasoner M.A. (eds.), *Global change and mountain regions: an overview of current knowledge*. Springer, Berlin: 477-488.
- Bugmann H. 1994. On the ecology of mountainous forests in a changing climate: a simulation study. Ph.D.thesis ETH Zürich.
- Bugmann H. 1996. A simplified forest model to study species composition along climate gradients. *Ecology* 77: 2055-2074.
- BUWAL 2000. Entscheidungshilfe bei Sturmschäden im Wald. Bundesamt für Umwelt, Bern, 100 pp.
- CH2011, 2011. *Swiss Climate Change Scenarios CH2011*, published by C2SM, MeteoSwiss, ETH, NCCR Climate, and OcCC, Zurich, Switzerland, 88 pp. ISBN: 978-3-033-03065-7.
- Chauchard S, Beilhe F, Denis N, Carcaillet C. 2010. An increase in the upper tree-limit of silver fir (*Abies alba* Mill) in the Alps since the mid-20th century: A land-use change phenomenon. *Forest Ecology and Management* 259: 1406-1415.
- Christen M, Kowalski J, Bartelt P. 2011. RAMMS: Numerical simulation of dense snow avalanches in three-dimensional terrain. *Cold Regions Science and Technology* 65: 273-273.
- Claussen M, Brovkin V, Ganopolski A. 2001. Biogeophysical versus biogeochemical feedbacks of large-scale land cover change. *Geophysical Research Letters* 28: 1011-1014.
- Conedera M, Cesti G, Pezzati B, Zumbrunnen T, Spinedi F. 2006. Lightning-induced fires in the Alpine region: An increasing problem. In: Viegas, D.X. (ed) *V Int. Conf. on Forest Fire Research*, 27-30 November 2006, Figueira da Foz, Portugal. 9S.
- Conedera M, Marxer P, Moretti M, Tinner W. 1997. Waldbrandforschung an der FNP Sottostazione Sud delle Alpi. Schweiz. Wald/Forêt Suisse 12/97: 18-21.

- Conedera M, Peter L, Marxer P, Forster F, Rickenmann D, Re L. 2003: Consequences of forest fires on the hydrogeological response of mountain catchments: a case study of the Riale Buffaga, Ticino, Switzerland. *Earth Surf. Process. Landf.* 28: 117-129.
- Davin EL, De Noblet-Ducoudre N, Friedlingstein P. 2007. Impact of land cover change on surface climate: Relevance of the radiative forcing concept. *Geophysical Research Letters* 34.
- Dawes MA, Hättenschwiler S, Bebi P, Hagedorn F, Handa IT, Körner C, Rixen C. 2011. Species-specific tree growth responses to 9 years of CO₂ enrichment at the alpine treeline *Journal of Ecology* 99: 383-394.
- de Quervain M. 1979. Wald und Lawinen. *Proceedings of the IUFRO Seminar Mountain Forests and Avalanches, Davos, Switzerland*: 219-231.
- Dobbertin M, Seifert M, Schwyzer A. 2002. Standort und Bestandesaufbau waren mitentscheidend für das Ausmass der Sturmschäden. *Wald und Holz* 83: 39-42.
- Dorren L, Berger F, LeHir C, Mermin E, Tardif P. 2005. Mechanisms, effects and management implications of rockfall in forests. *Forest Ecology Management* 215: 183-195.
- Dorren L, Maier B, Putters US, Seijmonsbergen AC. 2004. Combining field and modeling techniques to assess rockfall dynamics on a protection forest hillslope in European Alps. *Geomorphology* 57: 151-167.
- Dorren L. 2011. Rockyfor3D (v4.0) revealed – Transparent description of the complete 3D rockfall model. ecorisQ paper <www.ecorisq.org>.
- Duc P, Abegg M, Brändli U-B. 2010. Schutzwald. In: Brändli U-B. (Red.) *Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der dritten Erhebung 2004-2006*. Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL. Bern, Bundesamt für Umwelt, BAFU. 231-251.
- Eckert N, Parent E, Kies R, Baya H. 2010. A spatio-temporal modelling framework for assessing the fluctuations of avalanche occurrence resulting from climate change: application to 60 years of data in the northern French Alps. *Climatic Change* 101: 515-553.
- Eichrodt R. 1969. Über die Bedeutung von von Moderholz für die natürliche Verjüngung im subalpinen Fichtenwald. Diss. Techn.Wiss. ETH Zürich, Nr. 4261.
- Ellenberg H, Klötzli F. 1972. Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. *Mitteilungen der Schweiz. Anstalt für das forstliche Versuchswesen* 48, Heft 4, Birmensdorf.
- Engesser R, Forster B, Odermatt O. 2000. Nicht alle Weisstannen wachsen in den Himmel. *Faktenblatt Weisstanne*. Fachstelle für Gebirgswaldpflege.
- Faccoli M. 2002. Winter mortality in sub-corticolous populations of *Ips typographus* (Coleoptera, Scolytidae) and its parasitoids in the south-eastern Alps. *Anzeiger für Schädlingkunde-Journal of Pest Science* 75: 62-68.
- Fankhauser M. 2010. Lawinenschutzwirksamkeit auf Vivian-Windwurffläche. Stand der Verjüngung nach dem Sturmereignis. Diplomarbeit SLF Davos und Fachhochschule Zollikofen 47 S.
- Fischlin A, Gyalistras D. 1997. Assessing impacts of climatic change on forests in the Alps. *Global Ecology and Biogeography letters* 6: 19-37.
- Flückiger S, Schmid T, Rieder P. 1998. Globale Entwicklungen und Naturkatastrophen. Eine gesamtheitliche Betrachtung am Beispiel von St. Niklaus VS. Schlussbericht NFP 31. Zürich VDF Verlag.
- Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P, Bernsten T, Betts R, Fahey DW, Haywood J, Lean J, Lowe DC, Myhre G, Nganga J, Prinn R, Raga G, Schulz M. 2007. Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HL. (ed.): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- 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: 89-107.
- Fuchs S, Keiler M, Zischg A, Bründl M. 2005. The long-term development of avalanche risk in settlements considering the temporal variability of damage potential. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 5: 893-901.
- Gao F, Schaaf CB, Strahler AH, Roesch A, Lucht W, Dickinson R. 2005. MODIS bidirectional reflectance distribution function and albedo Climate Modeling Grid products and the variability of albedo for major global vegetation types. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 110.
- Gardiner B, Blennow K, Carnus JM, et al. 2010. Destructive storms in European forests: past and forthcoming impacts Final report to European Commission - DG Environment. European Forest Institute. 138 pp.
- Gehrig-Fasel J, Guisan A, Zimmermann N. 2007. Tree line shifts in the Swiss Alps. Climate change or land abandonment? *Journal of Vegetation Science* 19: 571-582.
- Gemeinde St. Niklaus. 2011. Portrait- Zahlen. <<http://st-niklaus.ch/sites/content/view/58/185/>>.

- Genries A, Morin X, Chauchard S, Carcaillet C. 2009. The function of surface fires in the dynamics and structure of a formerly grazed old subalpine forest. *Journal of Ecology* 97: 728-741.
- Giuggiola A, Bugmann H, Zingg Z, Rigling A, Dobbertin M. (in review). Reduction of stand density increases drought resistance in Scots pine forests. *To For Ecol Manage*.
- Graf RF, Bollmann K, Suter W, Bugmann H. 2005. The importance of spatial scale: Capercaillie in the Swiss Alps. *Landscape Ecology* 20(6): 703-717.
- Grêt-Regamey A, Bebi P, Bishop ID, Schmid WA. 2008. Linking GIS-based models to value ecosystem services in an Alpine region. *Journal of Environmental Management* 89: 197-208.
- Grêt-Regamey A, Brunner SH, Altwegg J, Christen M, Bebi P. 2012 Integrating expert knowledge into mapping ecosystem services trade-offs for sustainable forest management. *Ecology and Society*. In press
- Grêt-Regamey A, Straub D. 2006. Spatially explicit avalanche risk assessment linking Bayesian networks to a GIS. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 6: 911-926.
- Groome JS. 1988. Mutual Support of Trees. *Scott. For.* 42: 12-14.
- Hagedorn F, Moerl A, Walther L, Zimmermann S. 2010. Kohlenstoff in schweizer waldböden – bei Klima erwärmung eine potenzielle CO₂-Quelle. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 161: 530-535.
- Hagedorn F. 2005. Carbon stocks. In: SAEFL, WSL (Eds.) 2005: Forest Report 2005 – Facts and Figures about the Condition of Swiss Forests. Berne, Swiss Federal Agency for the Environment, Forest and Landscape; Birmensdorf, Swiss Federal Research Institute WSL. 1.4: 36-39.
- Hallenbarter D, Teich M, Kuster T, Bebi P, Brang P. 2007. Entscheidungsgrundlagen für das Krisenmanagement im Schutzwald. [published online December 2007] <<http://www.wsl.ch/publikationen/pdf/8553.pdf>>. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL.
- Hansen J, Sato M, Ruedy R, Nazarenko L, Lacis A, Schmidt GA, Russell G, Aleinov I, Bauer M, Bauer S, Bell N, Cairns B, Canuto V, Chandler M, Cheng Y, Del Genio A, Faluvegi G, Fleming E, Friend A, Hall T, Jackmann C, Kelley M, Kiang N, Koch D, Lean J, Lerner J, Lo K, Menon S, Miller R, Minnis P, Novakov T, Oinas V, Perlwitz J, Rind D, Romanou A, Shindell D, Stone P, Sun S, Tausnev N, Thresher D, Wielicki B, Wong T, Yao M, Zhang S. 2005. Efficacy of climate forcings. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 110.
- Harsch MA, Hulme PE, McGlone MS, Duncan. 2009. Are treeline advancing? A global meta analysis of treeline responses to global warming. *Ecology letters* 12: 1040-1049.
- Heldstab L, Sommerhalder M, Rhim B. 2012. Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990-2010. Bern: Federal Office for the Environment FOEN.
- Hlasny T, Kristek S, Holusa J, Trombik J, Urbancova N. 2011. Snow disturbances in secondary Norway spruce forests in Central Europe: Regression modeling and its implications for forest management. *Forest Ecol. Manage.* 262: 2151-2161.
- Hofgaard A. 1993. 50 years of change in a Swedish boreal old-growth *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science*. 4: 773-782.
- Huesler F, Jonas T, Wunderle S, Albrecht S. 2012. Validation of a modified snow cover retrieval from historical 1-km AVHRR data over the European Alps. *Journal of Geophysical Research*.
- Humbel R, Beyeler A, Burkhalter J, Sager J, Zaugg H-U. 2010. Arealstatistik nach Nomenklatur 2004 - Standard NOAS04. Available: http://www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/dienstleistungen/geostat/datenbeschreibung/arealstatistik_noas04.html [Accessed 17.04.2010].
- Humbel R. 2007. Arealstatistik nach Nomenklatur 1992 NOAS92. Available: http://www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/dienstleistungen/geostat/datenbeschreibung/arealstatistik_1979.html [Accessed 17.04.2012].
- In der Gand H.R. 1968. Neue Erkenntnisse über das Schneegleiten. *Schweiz. Bauzeitung, Zürich* 86(31): 557-561.
- IPCC2007. 2007. Fourth Assessment Report, working Report. Impacts, adaptation and vulnerability <www.ipcc.ch/ipccreports>.
- Jacob DJ, Avissar R, Bond GC, Gaffin S, Kiehl J, Lean JL, Lohmann Z, Mann ME, Pielke RA, Ramanathan V, Russel LM. 2005. Radiative Forcing of Climate Change - Expanding the concept and Addressing Uncertainties, Washington D.C., National Research Council.
- Jakus R, Edwards-Jonasova M, Cudlin P, Blazenec M, et al. 2011. Characteristics of Norway spruce trees (*Picea abies*) surviving a spruce bark beetle (*Ips typographus* L.) outbreak. *Trees* 25:965-973
- Jolly WM, Dobbertin M, Zimmermann NE, Reichstein M. 2005. Divergent vegetation growth responses to the 2003 heat wave in the Swiss Alps. *Geophys. Res. Lett.* 32: L18409.

- Joos F, Bruno M, Fink R, Siegenthaler U, Stocker TF, Lequere C. 1996. An efficient and accurate representation of complex oceanic and biospheric models of anthropogenic carbon uptake. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology* 48: 397-417.
- Keiler M, Zisch A, Fuchs S, Hama M, Stötter J. 2005. Avalanche related damage potential – changes of persons and mobile values since the mid- twentieth century, case study Galtür. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 5: 49-58.
- Keller M. (Red.) 2005. Schweizerisches Landesforstinventar. Anleitung für die Feldaufnahmen der Erhebung 2004-2007. Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft. 393 S.
- Kienast F. 1991. Stimulated effects of increasing atmospheric carbon dioxide and changing climate on the successional characteristics of alpine forest ecosystems. *Landscape Ecology* 5: 225-238.
- Kirschbaum MUF, Whitehead D, Dean SM, Beets PN, Sheperd JD, Ausseil AGE. 2011. Implications of albedo changes following afforestation on the benefits of forests as carbon sinks. *Biogeosciences* 8: 3687-3696.
- Kitzberger T, Veblen TT, Villalba R. 1997. Climatic influences on fire regimes along a rain forest-to-xeric woodland gradient in northern Patagonia, Argentina. *J Biogeogr* 24: 35–47.
- Köhler M, Sohn J, Nägele G, Bauhus J. 2010. Can drought tolerance of Norway spruce (*Picea abies*) be increased through thinning? *Eur. J. Forest Res.* 129: 1109-1118.
- König A. 1995. Sturmgefährdung von Beständen im Altersklassenwald. J. D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main, 189 S.
- Kotlarsky S. 2012. Wärmer und weniger Schneefall. *Die Alpen* 2012/6: 48-49.
- Krumm F, Kulakowski D, Risch, AC, Spiecker H, Bebi P. 2012. Stem exclusion and mortality in passively managed subalpine forests of the Swiss Alps. *European Journal of Forest Research* 131: 1571-1583.
- Krumm F, Kulakowski D, Spiecker H, Duc P, Bebi P. 2011. Stand development of subalpine forests of the Swiss Alps. *Forest Ecology and Management*: 262: 620-628.
- Kulakowski D, Veblen TT. 2002. Influences of fire history and topography on the pattern of a severe wind blowdown in a Colorado subalpine forest. *Journal of Ecology* 90: 806-819.
- Kulakowski D, Veblen TT. 2003. Subalpine forest development following a blowdown in the Mount Zirkel Wilderness, Colorado. *Journal of vegetation science* 14: 653-660.
- Kumar P. (ed) 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity – Ecological and Economic Foundations. London, Washington D.C., Earthscan. 410 S.
- Kupferschmid Albisetti AD. 2003. Succession in a protection forest after *Picea Abies* die back. Dissertation ETH Zürich.
- Kupferschmid-Albisetti AD, Brang P, Schnönenberger W, Bugmann H. 2003. Decay of *Picea-Abies* snag stands on steep mountain slopes. *The forestry chronicle* 79: 247-251.
- Kvalevag MM, Myhre G, Bonan G, Levis S. 2010. Anthropogenic land cover changes in a GCM with surface albedo changes based on MODIS data. *International Journal of Climatology* 30: 2105-2117.
- Latenser M, Schneebeli M. 2002. Temporal Trend and Spatial Distribution of Avalanche Activity during the Last 50 Years in Switzerland. *Natural Hazards* 27: 201–230.
- LeHir C, Berger F, Dorren L, Quetel C. 2004. Forest: A natural means of protection against rockfall, but how to reach sustainable mitigation? Advantages and limitations of combining rockfall models taking the forest into account. *International Symposium Interpraevent 2004*.
- Leifeld J, Bassin S, Fuhrer J. 2005. Carbon stocks in Swiss agricultural soils predicted by land-use, soil characteristics, and altitude. *Agriculture Ecosystems & Environment* 105: 255-266.
- Leuzinger S. 2009. Stand der Kenntnisse zu den Auswirkungen des Globalen Wandels auf Schweizer Wälder. Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt. Institut für terrestrische Ökosysteme ETH Zürich, 56 pp.
- LFI (Swiss National Forest Inventory). 2008. Ordered data from WSL, Swiss Federal Institute for Snow and Avalanche Research, Birmensdorf, Switzerland.
- Link T, Marks D. 1999. Distributed simulation of snow cover mass and energy-balance in the boreal forest. *Hydrol. Process.* 13: 2439–2452.
- Loele C, Leblanc D. 1996. Model-based assessments of climate change effects on forests. A critical review. *Ecological Modelling* 90: 1-31.
- Martin E, Giraud G, Lejeune Y, Boudart G. 2001. Impact of climate change on avalanche hazard. *Annals Glaciol.* 32: 164-167.
- Marty C, Bavay M. 2012. Schneegrenze steigt um 500 Meter. *Die Alpen* 2012/6: 50-51.
- Marxer P. 2003. Oberflächenabfluss und Bodenerosion auf Brandflächen des Kastanienwaldgürtels der Südschweiz mit einer Anleitung zur Bewertung der post-fire Erosionsanfälligkeit (BA EroKaBr). *Physiogeographica* 33: 217 S.
- Mayer AC, Stöckli V, Gotsch N, Konold W, Kreuzer M. 2004. Waldweide im Alpenraum. Neubewertung einer traditionellen Mehrfachnutzung. *Schweiz. Z. Forstwes.* 155: 38-44.

- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends. Washington, DC: Island Press.
- Meier F, Gall R, Forster B. 2003. Ursachen und Verlauf der Buchdrucker-Epidemien (*Ips typographus* L.) in der Schweiz von 1984 bis 1999. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 154: 437-441.
- MeteoSchweiz. 2009. Klimabericht Kanton Graubünden, Arbeitsberichte der MeteoSchweiz 228, p. 40.
- MeteoSwiss 2011. Documentation of MeteoSwiss Grid-Data Products: Daily, monthly and yearly satellite-derived global radiation [Online]. Available: <http://www.meteoschweiz.admin.ch/web/de/services/datenportal/gitterdaten/radiation.Par.0005.DownloadFile.tmp/proddocmsglobalstrahlung.pdf> [Accessed 11.04.2012 2012].
- Meyer-Grass M, Schneebeil M. 1992. Die Abhängigkeit der Waldlawinen von Standorts-, Bestandes- und Schneeverhältnissen. Internationales Symposium Interpraevent 1992-Bern, Tagungspublikation, Band 2: 443-455.
- Mielke JL. 1950. Rate of deceleration of beetle-killed Engelmann spruce. *J. For.* 48: 882-888.
- Montenegro A, Eby M, Mu QZ, Mulligan M, Weaver AJ, Wiebe EC, Zhao MS. 2009. The net carbon drawdown of small scale afforestation from satellite observations. *Global and Planetary Change* 69: 195-204.
- Moody EG, King MD, Schaaf CB, Hall DK, Platnick S. 2007. Northern Hemisphere five-year average (2000-2004) spectral albedos of surfaces in the presence of snow: Statistics computed from Terra MODIS land products. *Remote Sensing of Environment* 111: 337-345.
- Motta R, Morales M, Nola P. 2006. Human land-use, forest dynamics and tree growth at the treeline in the Western Italian Alps. *Ann. For. Sci.* 63: 739-747.
- Myhre G, Highwood EJ, Shine KP, Stordal F. 1998. New estimates of radiative forcing due to well mixed greenhouse gases. *Geophysical Research Letters* 25: 2715-2718.
- Netzer V. 2010. Langfristige Lawinenschutzwirksamkeit auf Windwurfflächen: Entwicklung der Verjüngung. Masterarbeit ETH Zürich und SLF Davos. 49 pp.
- Nykänen ML, Peltola H, Quine C, Kellomäki S, Broadgate M. 1997. Factors Affecting Snow Damage of Trees with Particular Reference to European Conditions. *Silva Fennica* 31: 193-213.
- OcCC, PROCLIM (Hrsg.) 2007. Klimaänderung und die Schweiz 2050 – Erwartete Auswirkungen auf Umwelt, Gesellschaft und Wirtschaft.
- Olschewski R, Bebi P, Teich M, Wissen Hayek U, Grêt-Regamey A. 2012. Avalanche protection by forests - A choice experiment in the Swiss Alps. *Journal of Forest Policy and Economics* 15: 108-113.
- Ott E, Frehner M, Frey HU, Lüscher P. 1997. Gebirgsnadelwälder. Ein praxisorientierter Leitfaden für eine standortgerechte Waldbehandlung. Verlag Paul Haupt Bern Stuttgart Wien.
- Panayotov M, Kulakowski D, Laranjeiro DS, Bebi, P. 2011. Wind disturbances shape old Norway spruce-dominated forest in Bulgaria. *Forest Ecology and Management* 262: 470-481.
- Perzl F, Kammerlander J. 2010. Schneehöhe und Lawinengefahr einst und im Jahre Schnee. BFW Praxisinformation Nr. 23: 8-10.
- PLANAT. 2005. Strategie Naturgefahren Schweiz – Synthesebericht. Bundesamt für Wasser und Geologie BWG, Biel: 81S.
- Poeplau C, Don A, Vesterdal L, Leifeld J, Van Wesemael B, Schumacher J, Gensior A. 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology* 17: 2415-2427.
- Putallaz J-M. 2010. Protection à long terme contre les avalanches sur les surfaces de chablis. Etude sur l'efficacité mécanique des arbres au sol. Masterarbeit ETH Zürich und SLF Davos. 70 pp.
- Quine CP, Gardiner BA. 2007. Understanding how the interaction of wind and trees results in windthrow, stem breakage and canopy gap formation. In: Johnson E, editor. *Plant Disturbance Ecology: The Process and the Response*. Academic Press, Burlington, USA, 2007: 103-155.
- Quintano C, Fernandez-Manso A, Shimabukuro YE, Pereira G. 2012. Spectral unmixing. *International Journal of Remote Sensing* 33: 5307-5340.
- Rigling A, Dobbertin M, Bürgi M, Feldmeier-Christe E, et al. 2006. Baumartenwechsel in den Walliser Waldföhrenwäldern. In: Wohlgemuth T. (Red.) 2006. *Wald und Klimawandel*. Forum für Wissen 2006: 23-33.
- Rigling A, Elkin C, Dobbertin M, Giuggiola A, Wohlgemuth T, Bugmann H. 2012. Waldentwicklung in zentral-alpinen Trockentälern unter fortschreitendem Klimawandel – die Fallstudie Region Visp. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, in review.
- Rigling A, Wohlgemuth T. 2012. Umweltwandel – die Rolle von Mensch und Klima. *Bündnerwald* 65/3: 5-12.
- Risch AC, Nagel LM, Schütz M, Krüsi BO, Kienast F, Bugmann H. 2003. Structure and long-term development of subalpine *Pinus Montana* Miller and *Pinus cembra* L. forests in the central European Alps. *Forstwiss Centralbl* 122: 219-230.

- Rolland C, Petitcolas V, Michalet R. 1998. Changes in radial tree growth for *Picea abies*, *Larix decidua*, *Pinus cembra* and *P. uncinata* near alpine timberline since 1750. *Trees* 13: 40-53.
- Rottmann M. 1985. Waldbauliche Konsequenzen aus Schneebruchkatastrophen. *Schweiz. Z. Forstwes.* 136: 167-184.
- Rovina P. 1994. Wirtschaftsplan über die Waldungen der Burgergemeinde St. Niklaus, 1. Teil. Ingenieurbüro Siegfried Bellwald Visp.
- Rutherford GN, Zimmermann NE, Bebi P, Edwards PJ. 2008. Assessing land-use statistics to model land cover change in a mountainous landscape. *Ecological Modeling* 212: 460-461.
- Saeki M, Sugiyama T. 1965. Danger zone in snow damage to forest trees by the snow crown. *Bulletin of Forest Experimental Station, Meguro Tokyo* 172: 117-137.
- Schaaf C. 2010. MODIS BRDF/Albedo Product (MCD43) User's Guide [Online]. Available: <http://www-modis.bu.edu/brdf/userguide/intro.html> [Accessed 30.03.2012 2012].
- Schelhaas MJ, Eggers J, Lindner M, Nabuurs GJ, Pussinen A, Parvinen R. 2007. Model documentation for the European Forest Information Scenario model (EFISCEN 3.1). Wageningen, Alterra, Alterra report 1559, EFI Technical Report 26, Joensuu, Finland, p 118.
- Schlyter F, Lundgren U. 1993. Distribution of a barkbeetle and its predator within and outside old growth forest reserves: no increase of hazard near reserves. *Scand. J. For. Res.* 8: 246-256.
- Schmid JM, Frye RH. 1977. Spruce beetle in the Rockies. USDA Forest Service, General Technical Report RM-49.
- Schmidtke H, Scherrer HU. 1997. Sturmschäden im Wald. Zürich, vdf Hochschulverlag.
- Schmutz 2010. Modellierung der Prädisposition für Buchdruckerbefall. GIS-Analyse für die Kantone Bern und Luzern. Bachelorarbeit ETH Zürich.
- Schneebeli M, Meyer-Grass M. 1993. Avalanche starting zones below the timber line—structure of forest. In: *Proceedings of the International Snow Science Workshop, Breckenridge, Colorado, 4-8 October 1992*: 176-181.
- Schönenberger W, Wasem U. 1997. Wiederbewaldung einer Waldbrandfläche in der subalpinen Stufe bei Münstair. *Schweiz Z Forstwes* 148: 405-424.
- Schönenberger W. 1975. Standortseinflüsse auf Versuchsaufforstungen an der alpinen Waldgrenze (Stillberg, Davos). *Mitt. Eidgenöss. Anstalt für Wald, Schnee, Landschaft, WSL* 51: 359-428.
- Schumacher S, Bugmann H, Mladenoff D. 2004. Improving the formulation of tree growth and succession in a spatially explicit landscape model. *Ecological Modeling* 180: 175-194.
- Schumacher S, Bugmann H. 2006. The relative importance of climatic effects, wildfires and management for future forest landscape dynamics in the Swiss Alps. *Global Change Biology* 12: 1435-1450.
- Schwaiger HP, Bird DN. 2010. Integration of albedo effects caused by land use change into the climate balance: Should we still account in greenhouse gas units? *Forest Ecology and Management* 260: 278-286.
- Schwyzer A, Abegg M, Keller M, Brang P. 2010. Gesundheit und Vitalität. In: Brändli U-B. (Red.) *Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der dritten Erhebung 2004-2006*. Birmensdorf, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL. Bern, Bundesamt für Umwelt, BAFU: 115-141.
- Seidl R, Schelhaas MJ, Lindner M, Lexer MJ. 2009. Modelling bark beetle disturbances in a large scale forest scenario model to assess climate change impacts and evaluate adaptive management strategies. *Regional Environmental Change* 9: 101-119.
- Simard MW, Romme J, Griffin M, Turner M. 2011. Do mountain pine beetle outbreaks change the probability of active crown fire in lodgepole pine forests? *Ecological Monographs* 81 (1): 3-24.
- Sjögersten S, Alewell C, Cécillon L, Hagedorn F, Jandl R, Leifeld J, Martinsen V, Schindlbacher A, Sebastià MT, Van Miegroet H. 2011. Mountain Soils in a Changing Climate – Vulnerability of Carbon Stocks and Ecosystem Feedbacks. *Soil Carbon in Sensitive European Ecosystems*. John Wiley & Sons, Ltd.
- SLF 2000. Der Lawinenwinter 1999 Ereignisanalyse WSL-Institut für Schnee und Lawinenforschung, SLF Davos, 588 S.
- Speich S, Abegg M, Brändli U-B, Cioldi F, Duc P, Keller M, Meile R, Rösler E, Schwyzer A, Ulmer U. 2011. Third national forest inventory - result tables on the internet. Second severely extended edition. [Published online 31.03.2011] Available from World Wide Web <<http://www.lfi.ch/resultate/>>. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL.
- Spiecker H. 1990. Growth variation and environmental stresses – Long term observations on permanent research plots in southwestern Germany. *Water Air Soil Pollut.* 54: 247-256.
- Stadelmann G, Bugmann H, Wermelinger B, Forster B, Meier F, Bigler C. In review. A predictive framework to assess spatio-temporal variability of infestations with the European spruce bark beetle in Central Europe.
- Stierlin H-R, Brändli U-B, Herold A, Zinggler J. 1994. Schweizerisches Landesforstinventar. Anleitung für die Feldaufnahmen der Erhebung 1993-1995. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf.

- Strahler AH, Wanner W, Schaaf CB, Li X, Hu B, Muller J-P, Lewis P, Barnsley MJ. 1996. MODIS BRDF/Albedo Product: Algorithm Theoretical Basis Document Version 4.0.
- Streit K, Heiri C. 2011. Die Tanne auf dem Vormarsch im Leihubelwald. In: Brang P, Heiri C, Bugmann H. (Red) Waldreservate. 50 Jahre natürliche Waldentwicklung in der Schweiz. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt WSL, ETH Zürich. Haupt: 174-185.
- Svoboda M, Janda P, Nagel TA, Fraver S, Rejzek J, Bace R. 2012. Disturbance history of an old-growth sub-alpine *Picea abies* stand in the Bohemian Forest, Czech Republic. *Journal of vegetation science* 23: 86-97.
- Swisstopo, Bundesamt für Landestopografie. 2009. Geodata-news. <http://www.swisstopo.admin.ch/iet/swisstopo/de/home/products/landscape/swissTLM3Dparsysrelated1.47641.downloadList.88045.DownloadFile.tmp/geodatanews201020.pdf>.
- Swisstopo, Bundesamt für Landestopografie. 2010. Geodata-news. <http://www.swisstopo.admin.ch/internet/swisstopo/de/home/products/landscape/swissTLM3D.parsysrelated1.47641>.
- Tans P, Keeling R. 2012. Full Mauna Loa CO₂ record, Dr. Pieter Tans, NOAA/ESRL (www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/) and Dr. Ralph Keeling, Scripps Institution of Oceanography (scrippsco2.ucsd.edu/).
- Teich M, Bartelt P, Grêt-Regamey A, Bebi P. 2012a. Snow avalanches in forested terrain: Influence of forest parameters, topography and avalanche characteristics on runout distance. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 44: 509-519.
- Teich M, Bebi P. 2009. Evaluating the benefit of avalanche protection forest with GIS-based risk analyses - A case study in Switzerland. *Forest Ecology and Management* 257: 1910-1919.
- Teich M, Marty C, Gollut C, Grêt-Regamey A, Bebi P. 2012b. Snow and weather conditions associated with avalanche releases in forests: Rare situations with decreasing trends during the last 41 years. *Cold Regions Science and Technology* 83-84: 77-88.
- Thürig E, Schmid S. 2008. Jährliche CO₂-Flüsse im Wald: Berechnungsmethode für das Treibhausgasinventar. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 159: 31-38.
- UNFCCC 2001. Decision 11/CP.7: Land Use, Land-use Change and Forestry. In: CHANGE, U. N. F. C. O. C. (ed.).
- Usbeck T, Wohlgemut T, Dobbertin M, Pfister C, Bürgi A, Rebetez M. 2010. Increasing storm damage for forests in Switzerland from 1858 to 2007 *Agricultural and Forest Meteorology* 150: 47-55.
- Vaganov EA, Hughes MK, Kirdyanov AV, Schweingruber FH, Silkin PP. 1999. Influence of snowfall and melt timing on tree growth in subarctic Eurasia. *Nature* 400: 149-151.
- van Mantgem PJ, Stephanson NL, Byrne J, et al. 2009. Widespread Increase of Tree Mortality Rates in the Western United States. *Science* 323: 521-524.
- Veblen TT, Hadley KS, Reid MS, Rebertus AJ. 1991. The Response of Subalpine Forests to Spruce Beetle Outbreak in Colorado. *Ecology* 72: 213-231.
- Walz A. 2006. Land Use Modelling for an Integrated Approach to Regional Development in the Swiss Alps. Dissertation Uni Zürich. 185 S.
- Wermelinger B, Epper C, Schneider Mathis D. 2000. Das Erbe des Borkenkäfers - Warum tote Käferbäume stehen lassen? *Wald Holz* 83 (4): 39-42.
- Wermelinger B, Seifert M. 1999. Temperature-dependent reproduction of the spruce bark beetle *Ips typographus*, and analysis of the potential population growth. *Ecol. Entomol.* 24: 103-110.
- Wermelinger B. 2004. Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus* - a review of recent research. *Forest Ecology and Management* 202: 67-82.
- Westerling AL, Hidalgo HG, Cayan DR, Westman TW. 2006. Warming and earlier spring increase western U.S. forest wildfire activity. *Science* 313: 940-943.
- Wohlgemuth T, Brigger A, Gerold P, Laranjeiro L, Moretti M, Moser B, Rebetez M, Schmatz D, Schneiter G, Sciacca S, Siervo A, Weibel P, Zumbrunnen T, Conedera M. 2010. Leben mit Waldbrand. *Merkbl. Prax.* 46: 1-16.
- Wohlgemuth T, Conedera M., Kupferschmid-Albisetti A, Moser B, Usbeck T, Brang P, Dobbertin M. 2008. Effekte des Klimawandels auf Windwurf, Waldbrand und Walddynamik im Schweizer Wald. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 159: 326-343.
- WSL 2010. Schweizerisches Landesforstinventar LFI. Daten der Erhebungen 1983-1985, 1993-1995 und 2004-2006. Datenbankabfrage vom 31.08.10 durch Ulrich Ulmer. Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf.
- Zeller E. 1994. Stabilitätspflege im Gebirgswald. Beurteilungs- und Entscheidungshilfen für die waldbauliche Praxis. Projekt Gebirgswaldpflege Bericht Nr. 4A. 63 pp.
- Zielonka T. 2006. When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? *Journal of Vegetation Science* 17: 739-746.

- Zimmermann NE, Bolliger J, Gehrig-Fasel J, Guisan A, Kienast F, Lischke H, Rickebusch S, Wohlgemuth T. 2006. Wo wachsen die Bäume in 100 Jahren? In: T Wohlgemuth (ed.), Wald und Klimawandel. Forum für Wissen 2006, WSL: 63-71.
- Zimmermann NE, Bugmann H. 2008. Die Kastanie im Engadin – oder was halten Baumarten von modellierten Potentialgebieten? Schweizerische Zeitschrift für das Forstwesen 159: 326-335.
- Zingg A, Bachofen H. 1988: Schweizerisches Landesforstinventar. Anleitung für die Erstaufnahmen 1982-1986. Ber. Eidgenöss. Forsch.anst. Wald Schnee Landsch. 304: 134 S.
- Zingg A, Brang P. 2003. Sterben Buchen wegen Trockenheit? Wald Holz 84 (9): 44-46.
- Zumbrunnen T, Bugmann H, Conedera M, Bürgi M. 2009. Linking Forest Fire Regimes and Climate - A Historical Analysis in a Dry Inner Alpine Valley. Ecosystems 12: 73-86.