

Heft 17, 2014

WSL Berichte

ISSN 2296-3456

Kurz- und langfristige Auswirkungen des Klimas auf die Wälder im Churer Rheintal

Schlussbericht des Projekts BüWaK
«Bündner Wald im Klimawandel 2009–2012»

Redaktion
Thomas Wohlgemuth und Andreas Rigling



Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL
CH-8903 Birmensdorf

Heft 17, 2014

WSL Berichte

ISSN 2296-3456

Kurz- und langfristige Auswirkungen des Klimas auf die Wälder im Churer Rheintal

Schlussbericht des Projekts BüWaK
«Bündner Wald im Klimawandel 2009–2012»

Redaktion
Thomas Wohlgemuth und Andreas Rigling

Herausgeberin
Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL
CH-8903 Birmensdorf

Verantwortlich für die Herausgabe der Schriftenreihe
Prof. Dr. Konrad Steffen, Direktor WSL

Verantwortlich für dieses Heft
Dr. Andreas Rigling, Leitung Forschungseinheit Walddynamik

Schriftleitung
Sandra Gurzeler

Layout: Thomas Wohlgemuth

Autoren

Matthias Arend, Christoph Bigler, Matthias Dobbertin (†), David Frank,
Nicole Grundmann, Lara Läubli, Christian Matter, Barbara Moser, Andreas Rigling,
Doris Schneider Mathies, Dieter Trummer, Ulrich Wasem, Beat Wermelinger,
Thomas Wohlgemuth, Andreas Zingg und Christine Zumbrunn

Begleitung
Ueli Bühler, Amt für Wald und Naturgefahren, Kanton Graubünden

Zitierung

Wohlgemuth, T.; Rigling, A. (Red.) 2014: Kurz- und langfristige Auswirkungen des Klimas auf die Wälder im Churer Rheintal. Schlussbericht Projekt Bündner Wald im Klimawandel. WSL Ber. 17: 85 S.

Zitierung einzelner Kapitel
Autorenschaft, 2014: Titel des Kapitels. WSL Ber. 17: XY–XY.

PDF Downlaod: www.wsl.ch/publikationen/pdf/13791.pdf
Bestellungen: www.wsl.ch/eshop

ISSN 2296-3456

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	4
Vorwort.....	7
Verdankungen.....	8
1 Einleitung.....	9
1.1 Regierungsleitsatz und Auftrag.....	9
1.2 Höhengradienten und ein Verjüngungsexperiment	10
2 Klimaentwicklung und Lokalklima im Churer Rheintal.....	12
2.1 Einleitung	12
2.2 Klimastationen, Messmethoden.....	12
2.3 Resultate.....	13
2.4 Diskussion	15
2.5 Fazit.....	16
3 Langfristige Beobachtungsflächen	17
3.1 Einleitung	17
3.2 Methoden.....	17
3.3 Resultate.....	17
3.4 Ausblick	19
4 Jahrringanalysen entlang von Höhengradienten.....	20
4.1 Einleitung	20
4.2 Material und Methoden.....	21
4.3 Resultate.....	23
4.4 Diskussion	37
5 Kronenzustand und Stammzuwachs.....	41
5.1 Zielsetzung	41
5.2 Beobachtungsflächen und Messungen.....	41
5.3 Resultate.....	42
5.4 Diskussion	46
5.5 Fazit	47
6 Befallsrisiko von Waldföhren durch Borkenkäfer.....	49
6.1 Fragestellung und Ziel	49
6.2 Methoden.....	49
6.3 Resultate.....	52
6.4 Diskussion	56
7 Experimente zum Anwuchs von Fichte und Waldföhre.....	58
7.1 Hintergrund	58
7.2 Fragestellung	59
7.3 Methoden.....	59
7.4 Resultate.....	64
7.5 Diskussion	72
7.6 Fazit	74
8 Synthese	75
8.1 Erkenntnisse aus den BüWaK-Projekten.....	75
8.2 Plastizität von Baumarten bei variablem Klima.....	76
8.3 Bewirtschaftung der Wälder bei heutigem und künftigem Klima	77
8.4 Paradigmenwechsel: Ersatzbaumarten nicht mehr ausschliessen.....	78
Literatur	81

Zusammenfassung

Im Rahmen des Projekts «Bündner Wald im Klimawandel» wurde untersucht, in welcher Weise das Klima bzw. die episodisch auftretenden klimatischen Extremereignisse auf das Wachstum und die Regeneration der Hauptbaumarten im Churer Rheintal, der trockensten Region des Kantons, wirken. Hierzu wurden Untersuchungen entlang der drei Höhengradienten Felsberg, Domat/Ems und Scharans sowie Experimente im Raum Domat/Ems-Tamins-Bonaduz durchgeführt. Die Befunde aus der Untersuchung im Churer Rheintal werden durch Vergleiche mit der Waldsituation im trockeneren Wallis relativiert. Das dem Bericht zugrundeliegende Projekt gibt neue Impulse zu Abklärungen in anderen Teilen des Kantons und zu weiteren Untersuchungen im Rahmen der laufenden Forschung über die Waldentwicklung im Klimawandel.

Klimaentwicklung: Die mittleren Jahrestemperaturen haben seit 1888 um rund 2 °C zugenommen, wobei die Periode von 1965 bis 2000 mit einer Zunahme von 1,5 °C am stärksten ins Gewicht fällt. Von 2003 bis 2006 herrschte in weiten Teilen Graubündens eine in der 125-jährigen Messreihe einzigartig lange Periode mit wenig Niederschlag. Die erhöhte Mortalität von Waldföhren gegen Ende dieser Periode war ein Auslöser der vorliegenden Studie. Klimaprognosen für die nächsten 90 Jahre rechnen mit einer Zunahme solcher Dürre-Extremereignisse. In den Tallagen des Churer Rheintals sind die Sommertemperaturen vergleichbar mit jenen in Sion (VS). Dagegen erhalten die Churer Wälder deutlich mehr Regen als jene in vergleichbaren Höhenlagen im Wallis. Die Witterung von 2010 bis 2012 zeichnete sich besonders durch warme Sommertemperaturen, durch Niederschlagsüberschüsse in den Jahren 2010 und 2012 sowie durch die ausgeprägte Frühjahrstrockenheit 2011 aus.

Jahrringanalysen: Das Untersuchungsgebiet in den nördlichen Zwischenalpen befindet sich im Einflussbereich des zentraleuropäischen Wettergeschehens, bei welchem in Zukunft mit vermehrt trockenen Sommern bei tendenziell steigenden Jahresniederschlägen zu rechnen ist. Auf die Dürre von 2003 bis 2006 haben Fichten in Tieflagen mit den deutlichsten Wachstumseinbrüchen reagiert. In den Tieflagen sind die Wachstumsreduktionen am besten mit den Trockenheiten bzw. mit den Wasserdefiziten zu erklären. Das Wachstum der Fichten und Waldföhren erholt sich nach solchen Ereignissen erst nach mehreren Jahren. Bei der Waldföhre können mehrere aufeinanderfolgende Trockenjahre zum Absterben bereits geschwächter Bäume führen. In Hochlagen sind die Trockenjahre in den Jahrringen wenig oder gar nicht sichtbar. Dagegen ist hier das Wachstum von allen untersuchten Baumarten durch die Temperatur limitiert. Höhere Temperaturen führen zu verstärktem Wachstum. Auffällig waren die Unterschiede zwischen den Wachstumssignalen der Bäume auf der flachgründigen Kalkunterlage am Höhengradient Felsberg und dem tiefgründigen Boden auf Bündner Schiefer entlang des Höhengradienten Domat/Ems. Dort zeigten Lärche und Weisstanne von den Tief- bis zu den Hochlagen keine Signale bezüglich Trockenheit.

Kronenzustand, Stammzuwachs: Aufgrund der kurzen Messperiode 2010 bis 2012 können bezüglich Kronenzustand und Stammzuwachs nur wenige verlässliche Aussagen getroffen werden. Bei der Waldföhre waren die Witterungsunterschiede, besonders die Frühjahrstrockenheit von 2011, in der Kronenverlichtung sichtbar. Die Kronenverlichtung ist bei Bäumen mit starkem Mistelbefalls rascher vorangeschritten als bei solchen mit geringem Mistelbefall. Bei Waldföhre und Lärche wurde im Jahr 2011 eine negative Durchmesserentwicklung festgestellt, was mit Schrumpfprozessen in der Rinde bei Wasserknappheit erklärt werden kann. Dagegen haben Buchen und Tannen trotz Frühjahrstrockenheit einen positiven Durchmesserzuwachs aufgewiesen. Bei allen Baumarten entlang aller Gradienten hat der Durchmes-

ser im mässig feuchten Jahr 2012 deutlich zugenommen. Für aussagekräftige Schlussfolgerungen wird eine längere Messperiode benötigt.

Befallsrisiko von Waldföhre durch Borkenkäfer: Weiter fortgeschrittene Paralleluntersuchungen aus dem Wallis und dem Aoastatal über den Insektenbefall von Waldföhren bestätigen die ersten Resultate aus Churer Rheintal: Erstaunlicherweise sind deutliche höhenabhängige Dichteunterschiede der häufigsten Käferarten, darunter die Borkenkäfer, nicht festzustellen. Abschliessende Ergebnisse hierzu stehen noch aus. Mit zunehmender Höhe nimmt der Harzfluss der Waldföhren ab, obwohl keine Unterschiede in der Dichte der Harzkanäle im Holz in Tief- und Hochlagen bestehen. Der unterschiedliche Harzfluss scheint tatsächlich vorwiegend ein Temperatureffekt zu sein, d.h. eine steigende Viskosität mit zunehmender Höhe. Mit den bisher vorliegenden Informationen ist eine Prognose, wie sich der Klimawandel auf den Borkenkäferbefall von Föhren auswirkt, schwierig. Von wärmeren Temperaturen, die generell die Reproduktion begünstigen, können nicht nur die Borkenkäfer sondern auch die parasitischen Wespen profitieren. Der Harzfluss nimmt mit höheren Temperaturen aus physikalischen Gründen zu, die Harzproduktion dürfte aber durch fehlende Niederschlägen ebenfalls limitiert werden. Wie sich dies insgesamt auf die Schutzwirkung des Harzes bei grösserer Trockenheit auswirkt, ist noch unklar.

Anwuchs von Fichte und Waldföhre: In einem Regendachexperiment wurden die Keimung und der Aufwuchs von verschiedenen Fichten- und Waldföhrenprovenienzen vergleichend getestet. Geprüft wurde, ob die autochthonen Provenienzen bezüglich Überlebensrate und Wuchsleistung unter verschärften Niederschlagsbedingungen vergleichbar sind mit den Pflanzen aus kontinentaleren Regionen wie dem Rhonetal, dem Tirol, Transsylvanien und der Ukraine. Das Experiment unterschied drei Standorte, die zwei Keimjahre 2010 und 2011 sowie zwei Baumarten mit je fünf Provenienzen. Im feuchten 2010 keimten beide Baumarten ähnlich gut. Dagegen waren die Keimraten im trockenen 2011 wesentlich schlechter. Die Föhren zeigten geringere Keimplingsmortalitäten nach 6 Monaten als die Fichten. Zwischen den Provenienzen wurden keine signifikanten Unterschiede festgestellt. Das Wachstum nach drei Jahren war deutlich von der Wasserversorgung am Standort abhängig. Waldföhren bildeten rund zehnmal mehr oberirdische Biomasse als Fichten. Unterschiede zwischen den Provenienzen spielten keine Rolle. Im Vergleich zum Einfluss von Standort und jährlich sowie saisonal variierenden Niederschlägen spielt die Samenherkunft bei der Ansammlung und beim Anwuchs von Fichten und Waldföhren keine Rolle. Die Waldföhre kommt mit den trockenen Bedingungen besser zurecht als die Fichte, und ihr Wachstum ist rund fünfmal stärker als jenes der Fichte. Im Rahmen von natürlichen oder schlagbedingten Störungen wird die Föhre sowohl bei den herrschenden als auch bei zukünftig veränderten klimatischen Bedingungen in der Verjüngung nicht wesentlich limitiert sein. Als Pionier wird sie zumindest in der Jugendphase auch höhere Temperaturen und/oder längere Trockenheit überstehen.

Angepasstes Waldmanagement: Aus den Untersuchungen und Experimenten geht deutlich hervor, dass die Reaktion der Bäume an ihren Wuchssorten stark von den Standortsbedingungen abhängen. Während generell wärmere Temperaturen in den Hochlagen zu einem stärkeren Wachstum bei allen Baumarten führt und episodische Trockenheiten kaum Wachstumseinbussen bewirken, sind in unteren und mittleren Tallagen auf Kalkböden mit markanten Folgen der vorübergehenden Austrocknung zu rechnen. Besonders davon betroffen sind die Waldföhre, die vermehrt absterben dürfte, und die Fichte, welche mit starker Wachstumsreduktion reagiert. Auf tiefen Böden wie z.B. auf Bündner Schiefer sind die Klimawandelfol-

gen vermutlich wesentlich geringer. Hier besteht allerdings Forschungsbedarf. Im Hinblick auf eine Zunahme von Dürreperioden gemäss neusten Klimaprognosen stellen sich Fragen nach den Handlungsoptionen. Anhand von zwei Klimawandelszenarien – keine weitere Temperaturänderung mehr; +4 °C Temperaturzunahme – werden die unterschiedlichen Folgen für die künftige Waldbehandlung aufgezeigt. Unter dem wahrscheinlicheren 4 °C-Szenario wird die Schutzfunktion auf flachgründigen Böden in Tieflagen mit den an Ort wachsenden Baumarten nur noch unvollständig aufrecht erhalten werden können. Längerfristig muss hier nebst der Förderung der Baumartendiversität auch die Beimischung neuer trockenheitsresistenter Baumarten ins Auge gefasst werden. In Experimente oder klassischen Provenienzversuchen wären folgende Arten zu testen: Flaumeiche (*Quercus pubescens*), Blumenesche (*Fraxinus ornus*), die gegen Sommerdürre resistenteren Mittelmeerbäumarten Steineiche (*Quercus ilex*), Schwarzföhre (*Pinus nigra*) und Aleppokiefer (*Pinus halepensis*), oder die raschwüchsige und trockenresistente Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*).

Vorwort

Die Eidgenössische Forschungsanstalt WSL blickt auf eine lange Tradition der gesellschaftsorientierten Waldforschung in der Schweiz zurück. Neu auftretende Probleme in der Waldentwicklung sind in Zusammenarbeit mit kantonalen Forstbehörden gezielt untersucht worden, und für die Waldplanung im Zeichen des Klimawandels werden heute Waldentwicklungsszenarien unter Berücksichtigung neuster Klimaprojektionen berechnet. Landesweite oder gar europaweite Betrachtungen zur künftigen Waldentwicklung kontrastieren aber oft stark mit den Problemen, die sich in verschiedenen Kantonen oder Regionen unter dem Einfluss des Lokalklimas und der früheren und heutigen Waldbewirtschaftung aktuell ergeben. Mit Forschungsarbeiten, die von den betroffenen Kantonen mitgestaltet und mitfinanziert werden, kann hier eine Schnittstelle zwischen Grundlagenforschung und Praxis geschaffen werden, die der Optimierung der Waldplanung dienen soll.

Jede interdisziplinäre Forschungszusammenarbeit benötigt eine gewisse Anlaufzeit. Bereits seit mehr als 10 Jahren untersucht die WSL die Trockenheitsphänomene an Waldföhrenbeständen in den Trockengebieten der Zentralalpen. Die ersten Erkenntnisse aus der trockesten inneralpinen Zone der Schweiz lassen den Schluss zu, dass sich in den Tieflagenwäldern die Baumartenzusammensetzung zumindest teilweise infolge des Klimas zu verändern beginnt. Mit dem vorliegenden Projekt «Bündner Wald im Klimawandel» ist ein weiterer Schritt in Richtung praxisrelevanter Forschung unternommen worden. Analog zu den Untersuchungen im Wallis dreht sich ein beträchtlicher Teil um die Waldföhre. Im Bündner Projekt wird nun zusätzlich auch der Klimaeinfluss auf Fichte, Tanne und Lärche vergleichend dargestellt.

Die Abschlussarbeiten am vorliegenden Projekt wurden durch den tragischen Tod von Matthias Dobbertin überschattet. Als hervorragender Forscher, lieber Freund und aufmerksamer Kollege bleibt Matthias in Erinnerung aller, mit denen er in Kontakt war. Ihm soll dieser Bericht gewidmet sein.

Konrad Steffen, Direktor WSL

Verdankungen

Für die tatkräftige Mitarbeit im Feld und Labor sowie im Büro danken wir folgenden Personen:

Klimamessungen

Peer Appelfelder (Praktikum), Sandra Hilfiker (Praktikum WSL), Barbara Roth (Praktikum)

Jahrringanalysen

Chantal Freymond (Praktikum WSL), Marketa Jetel (Praktikum WSL)

Kronenzustand und Stammzuwachs

Peer Appelfelder (Praktikum), Joel Sames (WSL), Raphaël Siegrist (WSL), Dieter Trummer (WSL), Ulrich Wasem (WSL)

Befallsrisiko von Waldföhren durch Borkenkäfer

Peer Appelfelder (Praktikum), David Bösch (Praktikum), Oliver Jakoby (WSL), Walter Jungen (Anstellung), Barbara Kinigadner (Praktikum), Remo Krieg (Praktikum), Daniel Steiner (Laborant), Anna Streit (Praktikum) und Dieter Trummer (WSL)

Experimente zum Anwuchs von Fichte und Waldföhre

Christoph Bachofen (Praktikum), Christina Baumann (Praktikum), Ding Haiyu (Praktikum), Marek Metslaid (PostDoc), Evelyne Schnider (Praktikum & Anstellung), Elvira Schnyder (Praktikum), Thomas Reich (WSL), Annina Walter (Praktikum & Anstellung), Ulrich Wasem (WSL)

Ebenso geht unser Dank an die lokalen Forstdienste für das Fällen der Bäume und die angenehme Zusammenarbeit während der gesamten Projektzeit:

Churer Rheintal

Renato Deflorin (Felsberg), Lukas Kobler (Feldis-Scharans), Nina Hemmi (Felsberg-Tamins), Heinrich Mannhart (Bonaduz), Marcel Lerch (Domat/Ems), Christian Rohner (Scharans), Magnus Rageth (Domat/Ems-Bonaduz), Hansruedi Ryffel (Tamins), Karl Ziegler (Tomils)

Wallis

Konrad Egger (Leuk), Martin Imesch (Visp)

Aosta

Augusto Domaine

Die Untersuchungen wurden vom Kanton Graubünden, Kanton Wallis, Bundesamt für Umwelt BAFU, Interreg-Projekt Alcotra (Wallis-Aostatal) sowie von der Region Aosta finanziell massgeblich unterstützt.

1 Einleitung

Thomas Wohlgemuth und Andreas Rigling

Seit 1864 sind die mittleren Jahrestemperaturen in der Schweiz um 1,7 °C angestiegen (Perroud et al. 2013). Die breite Öffentlichkeit nahm die Erwärmung des Klimas durch den Rückzug der Schweizer Gletscher spätestens seit 1869 wahr, als die Schweizerische Gletscherkommission gegründet wurde. Ein sprungartiger Anstieg der mittleren Temperaturen, sowohl im Winter als auch im Sommer, wurde jedoch erst mehr als 100 Jahre später, seit den 1990er-Jahren festgestellt. Von den 20 wärmsten Jahren seit Messbeginn wurden 16 zwischen 1990 bis 2012 gemessen. Diese warmen Jahre waren mehrmals geprägt von lange andauernden Trockenphasen. Auf die extremste dieser Phasen, die europäische Hitze-welle 2003, folgten im Nordbünden drei weitere sehr trockene Jahre. Als direkte oder indirekte Folge der wiederholten Trockenheit starben in den Tieflagen des Churer Rheintals viele Waldföhren ab (Schilli et al. 2008). In diesen Zeitraum fiel auch der Befall von Waldföhrenbeständen durch den sechszähligen Föhrenborkenkäfer bei Brusio im Puschlav. Diese beiden Phänomene gaben den Ausschlag für die generelle Frage der Nachhaltigkeit des Gebirgswaldes unter den herrschenden und erwarteten Klimabedingungen.

Seit den 1990er-Jahren werden in der Schweiz und weltweit Modelle der Waldentwicklung unter Klimawandel entwickelt. Die Projektionen auf der Grundlage von verschiedenen Klima-entwicklungsszenarien legen dar, dass die erwarteten Veränderungen des Klimas sich deutlich auf die Entwicklung des Waldes auswirken. In nur 100 Jahren werden die mittleren Klimabedingungen mit rund 4 °C höheren Temperaturen bei unveränderten Jahresniederschlägen (CH2011 2011) derart verändert sein, dass generell andere Baumarten als die an Ort und Stelle vorhandenen ihr Wuchsoptimum haben dürften, und dass Fichte, Tanne und Lärche in höheren Lagen infolge wärmerer Temperaturen generell wohl besser wachsen werden (Rigling et al. 2012; Rigling et al. 2013). Anderseits ist bei diesen Szenarien ebenso absehbar, dass die Wälder in Tallagen häufiger lange anhaltenden Trockenheiten ausgesetzt sein werden, die das Befallsrisiko durch Schadinsekten erhöhen werden.

1.1 Regierungsleitsatz und Auftrag

Angesichts dieser raschen Veränderungen des Klimas im Vergleich zur 100 bis 250 Jahre umfassenden Generationenabfolge im Baumbestand eines Gebirgswaldes hat die Bündner Regierung im Rahmen ihrer Botschaft vom 26. Februar 2008 betreffend das Regierungsprogramm und den Finanzplan für die Jahre 2009–2012 den Leitsatz «Dem Klimawandel aktiv begegnen» formuliert (Botschaften 2007–2008, S. 743, Leitsatz F). Damit wird unter anderem die strategische Absicht verfolgt, den Lebensraum durch die Anpassung bestehender Schutz- und Vorsorgemaßnahmen nachhaltig zu sichern (Botschaften 2007–2008, a.a.O.). Im Rahmen der kantonalen Aufgabe zur Aufrechterhaltung eines gesunden und funktions-tauglichen Waldes sind Massnahmen im Bereich der Waldpflege und Waldnutzung erforderlich. Dies gilt insbesondere für den Schutzwald, der 60 bis 80% des gesamten Waldbestan-des ausmacht. Die Massnahmen sind vor allem auf folgende Aktivitäten ausgerichtet: a) das Erkennen von Faktoren, welche den Fortbestand älterer Waldbestände substanzell gefährden (anorganische Schädigungen, Erreger von Pflanzenkrankheiten, Befall durch Schadorganismen), b) das Ermitteln von Situationen, in welchen eine Lenkung der Baumartenmis-schung notwendig ist, und c) das Feststellen von Engpässen, die sich bei einer Klimaverän-derung in Bezug auf die Waldverjüngung ergeben können.

Im Rahmen dieser Thematik hat die WSL zusammen mit dem Amt für Wald und Naturgefahren des Kantons Graubünden ein Forschungsprojekt «BüWaK – Bündner Wald im Klimawandel: Untersuchungen zur Bedeutung von Trockenheit für die Wachstumsdynamik von Waldbäumen» entwickelt, welches 2009 gestartet und 2013 zum grössten Teil abgeschlossen wurde. Der vorliegende Bericht trägt die Erkenntnisse aus mehreren Forschungsarbeiten zusammen. Insbesondere werden Antworten gegeben auf folgende Fragen:

- Bei welchen Umweltbedingungen nehmen Absterbephänomene und reduzierte Baumvitalität zu, und weshalb tauchen diese Phänomene auf?
- Inwiefern sind Bäume in den sensiblen Gebieten auf klimatische Extreme adaptiert?

Der Bericht schliesst mit einer Schlussfolgerung ab, bestehend aus einer Palette von möglichen Massnahmen, mit welchen die Waldfunktionen angesichts einer wärmeren Zukunft erhalten werden können.

1.2 Höhengradienten und ein Verjüngungsexperiment

Das Forschungsprojekt besteht aus zwei Aktivitäten: Die Untersuchung von Waldbeständen entlang Höhengradienten (Kapitel 1 bis 5) und ein Verjüngungsexperiment (Kapitel 6). Entlang von drei Höhengradienten bei Felsberg, Domat/Ems und Scharans (Tabelle 1a, Abb. 1) wurden die witterungs- und klimabedingten Wachstumsgrenzen von Waldföhre und Fichte untersucht, wobei Buche, Weisstanne und Lärche punktuell miteinbezogen sind. In diesem Rahmen wurde das Klima an acht Orten von 2010 bis 2012 gemessen (Kapitel 2), 9 ertragskundliche Beobachtungsflächen installiert (Kapitel 3), das langfristige Baumwachstum mittels Jahrringmessungen an 993 Bäumen festgestellt (Kapitel 4), das interannuelle Wachstum und die Kronenverlichtung von 2010 bis 2012 an 9 Orten gemessen (Kapitel 5), sowie die Befallsdynamik durch Borkenkäfer und Antagonisten von 2011 bis 2013 festgestellt (Kapitel 6). Die zweite Aktivität bestand aus einem Verjüngungsexperiment (Trockenheit als limitierender Faktor der Waldverjüngung, TroLiFa), das an vier verschiedenen Standorten stattfand (Tabelle 1b).

Tabelle 1. Untersuchungen im Projekt BüWaK. K Klima (Kap. 2), L Langfrist. Wachstum (Kap. 3), Z Zustand Krone und Stammzuwachs (Kap. 4), J Jahrringe (Kap. 5), I Insekten (Kap. 6), E Experiment Verjüngung (Kap. 7)

Ort/Standort		Y/X	Höhe m ü. M.	Expo.- Neig [%]	Geologie	Unter- suchung	
Felsberg unten	(FU)	755820/191230	900	S-65	Hangschutt	K L Z J I	
Felsberg Mitte	(FM)	755000/191600	1170	S-65	Harter Kalk	K L Z J I	
Felsberg oben	(FO)	754760/191950	1760	S-75	Harter Kalk	K L Z J I	
Domat/Ems unt.	(DO)	752950/187320	670	N-55	Hangschutt/Bü-Schief.	K L Z J	
Domat/Ems Mitt.	(DM)	752390/185630	1240	N-65	Bü-Schiefer	K L Z J	
Domat/Ems ob.	(DO)	754000/185950	1600	N-60	Bü-Schiefer/Moräne	K L Z J	
Scharans unten	(SU)	755150/175750	900	S-60	Moräne	K L Z J I	
Scharans Mitte	(SM)	755420/176700	1170	S-65	Bü-Schiefer	L Z J I	
Scharans oben	(SO)	755150/175750	1760	S-45	Bü-Schiefer/Moräne	K L Z J I	
Satz	(SA)	759900/196250	560	SO-55	Harter Kalk/Moräne	J	
Scheidhalde	(SH)	752550/181300	820	S-65	Harter Kalk/Moräne	J	
Bonaduz Bot Tschavir		747700/186900	740	S-30	Hangschutt	K	E
Domat/Ems Ils Ault		751250/187200	740	S-60	Kiese/Sande	K	E
Tamins unten		752150/189500	700	SO-20	tiefgründ. Hangschutt	K	E
Tamins oben		751930/189750	820	SO-60	Hangschutt	K	E

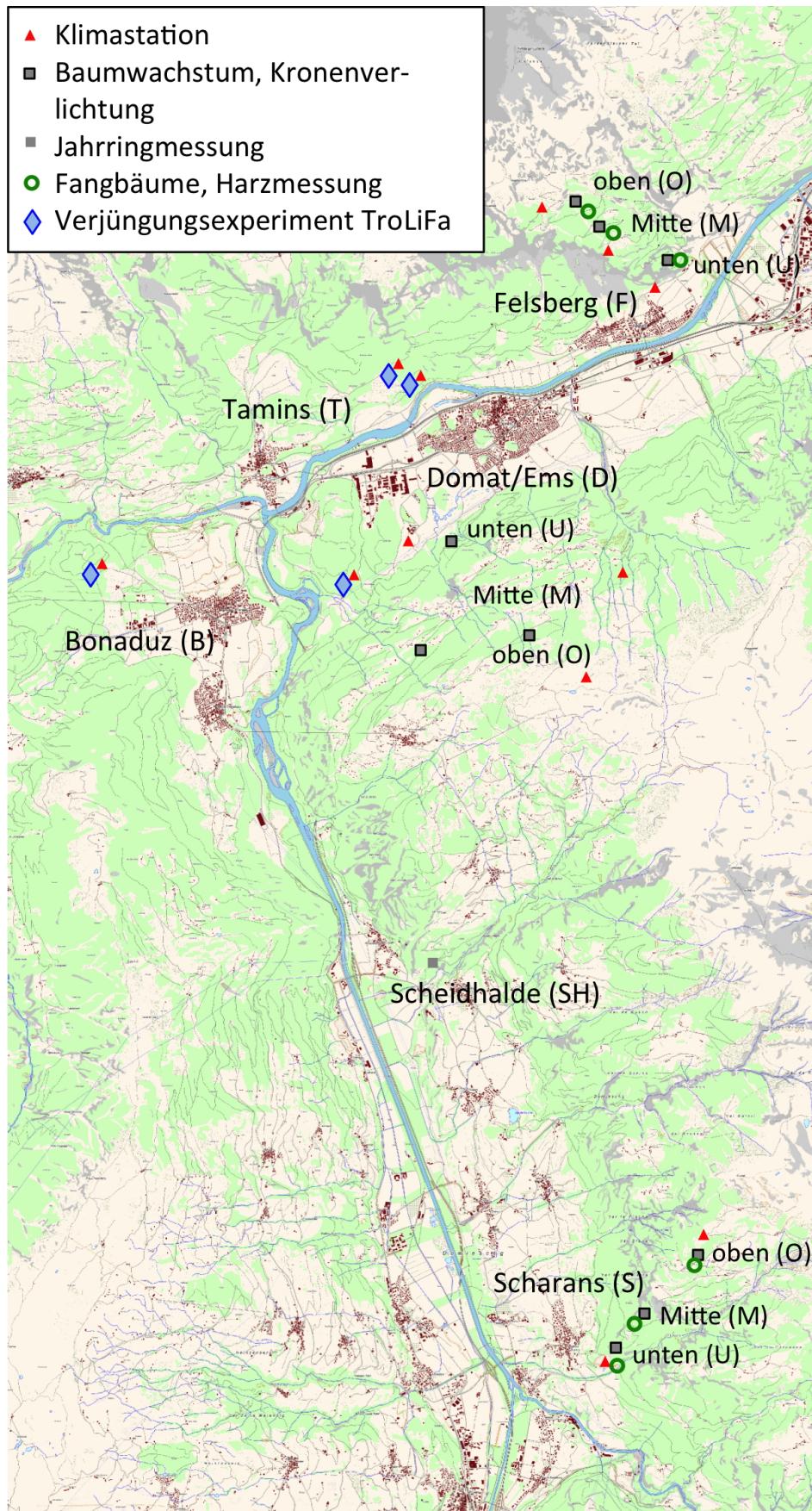


Abbildung 1. Geographische Lage der Versuchsstandorte im Projekt BüWaK (ohne Untersuchungsfläche Satz).

2 Klimaentwicklung und Lokalklima im Churer Rheintal

Thomas Wohlgemuth und Ulrich Wasem

2.1 Einleitung

Als Klima wird gemäss (IPCC 2001) das Durchschnittswetter während einer Periode von 30 Jahren definiert. Der Charakter eines Klimas wird annäherungsweise mittels monatlicher Mittelwerte im Klimadiagramm dargestellt. Für eine genauere Charakterisierung des Klimas sind zusätzlich auch saisonale Extremwerte von Niederschlag, Temperatur, Frost oder Schneedeckung beizuziehen. Entsprechend des Klimacharakters, insbesondere aber entsprechend der jährlichen Niederschlagssummen und saisonalen Verteilung stehen auf den Hängen im Churer Rheintal Wälder in unterschiedlicher Zusammensetzung (Frey et al. 1998). Die charakteristische Baumartenzusammensetzung ist das Resultat klimatischer und edaphischer Limitierungen sowie jahrhundertelanger Bewirtschaftung. Im Rahmen des Klimawandels stellt sich nun die Frage, ob die Bäume am Standort, wo sie wachsen, durch lokal ansteigende Temperaturen und episodisch häufiger auftretende klimatische Extremereignisse, in erster Linie lang anhaltende Trockenheiten, in ihrem Wachstum limitiert werden und im Extremfall höhere Mortalitätsraten erfahren. In diesem Zusammenhang installierten wir 2010 entlang den drei Höhengradienten Felsberg (Südhang), Domat/Ems (Nordhang) und Scharans (Südwesthang) 8 Klimastationen. Anhand von Temperatur- und Regenmessungen in unmittelbarer Nähe zu den beobachteten Waldbeständen versprachen wir uns die Herleitung besonders genauer Zusammenhänge zwischen der Dynamik des Baumwachstums und der Witterung, also der Wetterwirkung weniger Tage bis mehrerer Wochen. In diesem Zusammenhang stellten sich zuerst folgende Fragen:

- Welche klimatischen Unterschiede bestehen zwischen den Wuchsarten der Föhrenwälder in der Region Chur und denjenigen im Wallis?
- Welche klimatischen Faktoren reduzieren die Widerstandsfähigkeit der Fichte gegen Borkenkäfer?

Eine weitere Frage drängt sich angesichts der Analyse der gewonnenen Daten auf:

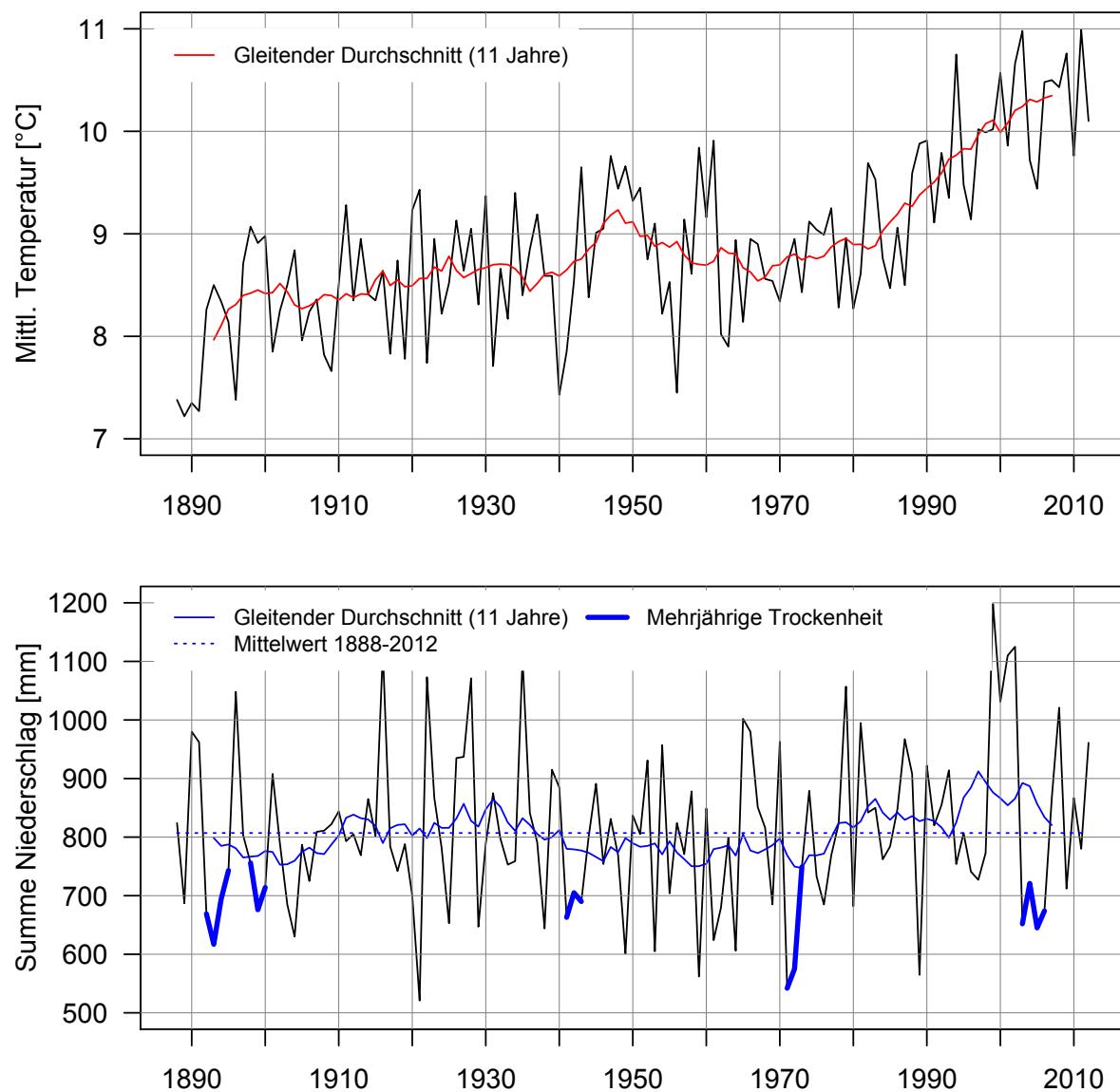
- In welcher Auflösung sollen bei allfälliger Weiterführung der Projektarbeiten Klimadaten erhoben werden?

2.2 Klimastationen, Messmethoden

Entlang den drei Höhengradienten wurden drei Klimastationen installiert, bestehend aus Regenmesser, Temperatursonden auf der Bodenoberfläche und in 2 m Höhe, sowie Feuchtigkeitssonden in 2 m Höhe. Die Klimastationen befinden sich jeweils in der näheren oder weiteren Umgebung der Beobachtungsflächen (Abb. 1, Kap. 1). Von August 2010 bis Oktober 2012 wurden kontinuierlich Messdaten im Stundentakt erhoben. Während der Wintermonate war eine korrekte Niederschlagsmessung mit unbeheizten Regenmessern problematisch bzw. für die Mehrheit der Klimastationen unmöglich. Für die Darstellung der Resultate sind die Monate November bis März ausgelassen. In Ergänzung zu den Klimastationen entlang den Gradienten wurden auch an den 4 Experimentstandorten des Teilprojekts TroLiFa Klimamessungen durchgeführt. Für die Analyse unserer Messdaten stellten wir einen Vergleich mit Messreihen der Klimastation Chur Masans (556 m ü. M.) und Sion (482 m ü. M.) an. Alle Auswertungen erfolgten mit der Open Source Statistik-Software R Version 2.15.2 (R Development Core Team 2012).

2.3 Resultate

Seit Ende der 1970er-Jahre bis heute sind die mittleren Jahrestemperaturen in Chur um beinahe zwei Grad, von rund 8,5 auf etwa 10,4 °C angestiegen, während die Jahresmittel in den ersten zwei Dritteln des letzten Jahrhunderts um 8,5 °C herum relativ wenig variierten (Abb. 2 a). Die Niederschläge der letzten 125 Jahre zeichneten sich durch eine grosse Variabilität aus (Abb. 2b). Im Jahr 1921 war die Niederschlagsmenge mit 521 mm am geringsten, im Jahr 1999 mit 1198 mm am grössten. Mehrjährige Perioden mit deutlichem Niederschlagsdefizit waren die Jahre 1892–1894, 1898–1900, 1941–1943, 1971–1973 und 2003–2006 (s. S. 34). Die Periode von 2003 bis 2006 war mit vier Jahren Dauer die längste Zeit mit geringen Niederschlagsmengen. Sie folgte ein Jahr nach der längsten, ebenfalls vier Jahre dauernden Periode der letzten 125 Jahre mit grossen Niederschlagsmengen.



Abbildungen 2 a–b. Verteilung der Jahresmitteltemperatur (a) und der jährlichen Niederschlagssummen (b) in Chur Masans (556 m ü. M.) von 1888 bis 2012. © 2013, MeteoSchweiz.

Unsere im Gelände gemessenen Temperaturen in 2 m über dem Boden stimmen mit den Messreihen in Chur Masans gut überein (3). Die Tieflagen-Messstationen in Felsberg, Do-

mat/Ems und Scharans lieferten Werte, die rund 0,5 bis 1 °C von Chur abweichen. Unsere Station Felsberg, die unmittelbar am Hangfuss (Zastrin) des Calanda steht, war von August 2010 bis Oktober 2012 im Durchschnitt 0,6 °C wärmer als die Station Chur Masans. Die in Felsberg gemessenen Temperaturen sind vergleichbar mit den Werten, die in Sion gemessen werden. Verglichen mit dem 30-jährigen Mittelwert von 1981 bis 2010 lagen die Temperaturen in den Sommerhalbjahren 2011 und 2012 oft zwischen 1 und 3,5 °C höher. Die Abnahme der Temperatur mit zunehmender Höhe (engl. lapse rate) ist im Sommer mit rund 0,6 °C deutlich grösser als im Winter (0,3 bis 0,4 °C). Bei Inversionslage im Winter kann der Temperaturgradient Werte von nur 0,1 °C annehmen (Abb. 4).

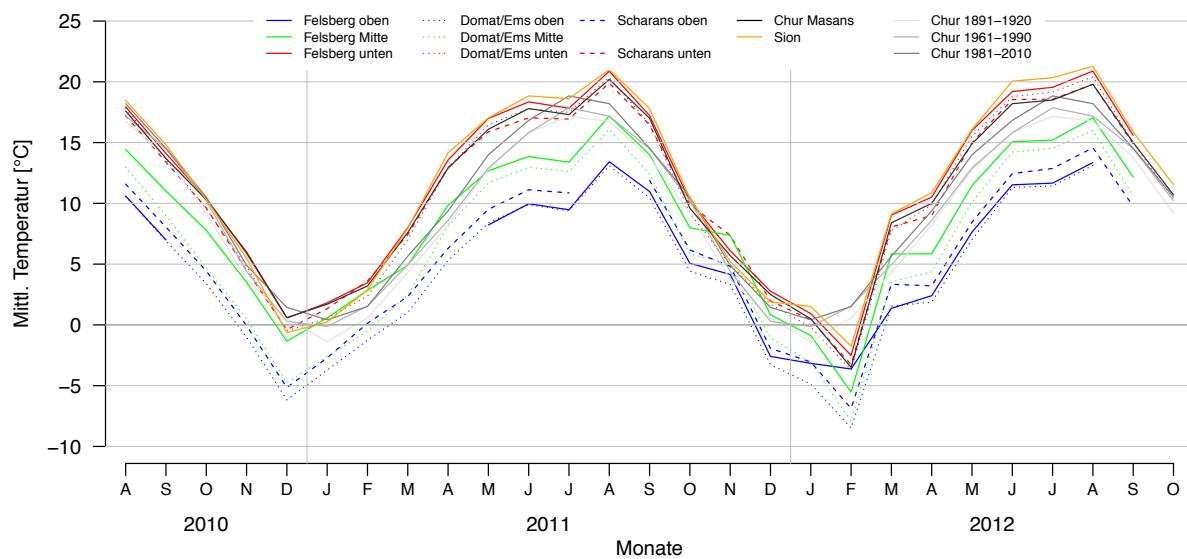


Abbildung 3. Mittlere Monatstemperaturen von August 2010 bis Oktober 2012 entlang den drei Höhengradienten Felsberg, Domat/Ems und Scharans; Vergleich mit den Klimastationen Chur und Sion sowie mit langjährigen Mittelwerten von Chur. Langjährige Mittelwerte © 2013, MeteoSchweiz.

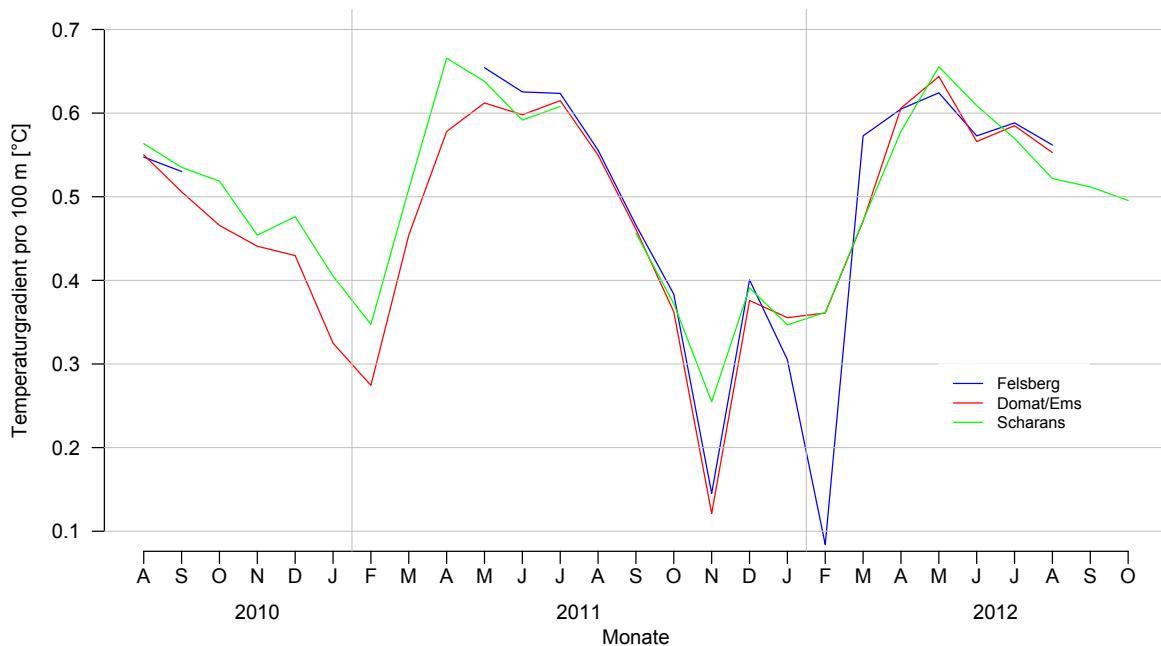


Abbildung 4. Temperaturgradienten entlang den Höhengradienten (lapse rate), als Abnahme pro 100 m in °C.

Die Messstation Chur verzeichnete von 1981–2010 eine mittlere Niederschlagsmenge von 861 mm, wovon auf das Sommerhalbjahr von April bis September 523 mm entfallen. Verglichen mit der Station Sion waren dies im Sommerhalbjahr 227 mm mehr Regen (Abb. 5). In den Wintermonaten sind Chur und Sion bezüglich der Niederschläge vergleichbar. Die Niederschlagsmessungen entlang den Höhengradienten lieferten in den Tieflagen ähnliche Werte wie die professionell betriebene Messstation in Chur. Die Datenreihen der nur halbjährlich gewarteten Messstationen in mittleren und oberen Höhenlagen waren z.T. lückenhaft und infolge verschiedener Störungen z.T. nicht konsistent. Am Gradient Felsberg wurden mit zunehmender Höhe erwartungsgemäss höhere Niederschlagsmengen gemessen. Entlang den Gradienten Domat/Ems und Scharans waren unsere Messdaten für klare Aussagen zu wenig konsistent. In der Regel sind die Niederschlagsmengen aber grösser als in der Messstation Chur. Der Sommer 2010 war überdurchschnittlich nass. Ihm folgte ein extrem niederschlagsarmer Winter und Frühling 2011; erste grössere Niederschlagsmengen fielen erst ab Mitte Mai. Von Mai bis Oktober 2011 entsprachen die Niederschläge exakt dem langjährigen Mittelwert. Im Sommerhalbjahr 2012 fiel in der Summe etwas mehr Regen als im langjährigen Mittel.

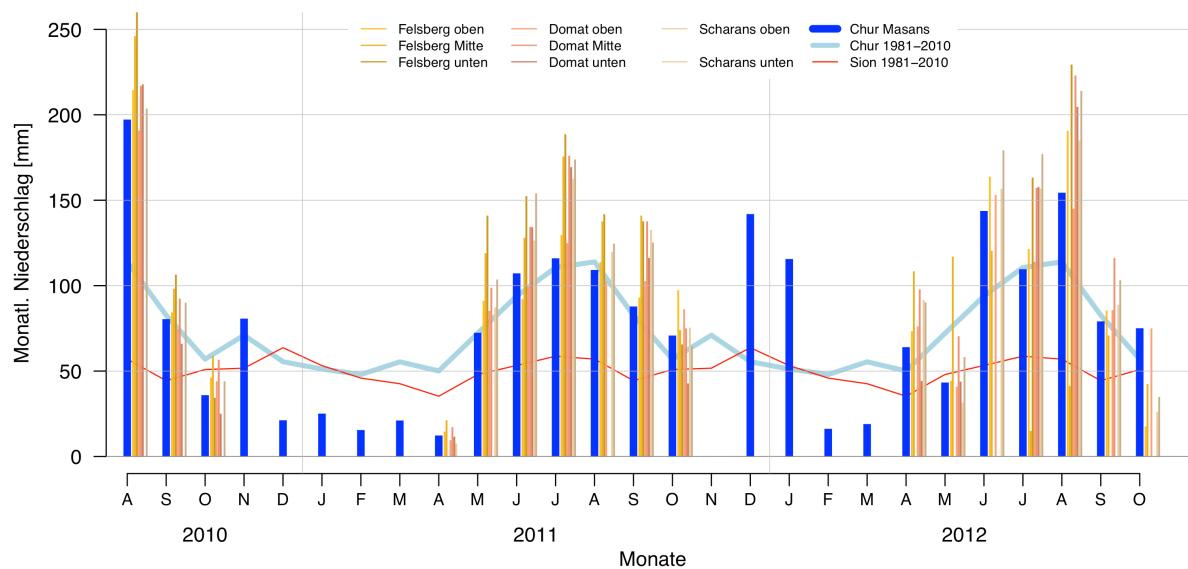


Abbildung 5. Monatliche Niederschlagssummen von August 2010 bis Oktober 2012 entlang den drei Höhengradienten Felsberg, Domat/Ems und Scharans; Vergleich mit der Klimastation Chur sowie mit langjährigen Mittelwerten von Chur und Sion. Keine Angaben für Wintermonate November bis März wegen unzuverlässiger Messungen. Langjährige Mittelwerte © 2013, MeteoSchweiz.

2.4 Diskussion

Der Klimawandel im Churer Rheintal kann eindrücklich anhand der Temperaturveränderungen der Messstation Chur Masans nachvollzogen werden. So haben die mittleren Jahrestemperaturen seit 1888 um rund 2 °C zugenommen, wobei die deutlich grösste Temperaturzunahme in die Periode von 1965 bis 2000 fällt. Mit den höheren mittleren Monatstemperaturen hat die Sonnenscheindauer in der Region zugenommen und die Anzahl Frosttage abgenommen (Bader et al. 2012). Von 2003 bis 2006 herrschte in weiten Teilen Graubündens eine ungewöhnlich lange Periode mit stark unterdurchschnittlichen Niederschlagsmengen; eine Dürresituation, die rückschauend auf die letzten 125 Jahre einzigartig war. Gegen

Ende dieser Periode wurden erhöhte Mortalitäten an Waldföhren sowie nachhaltige Wachstumsrückgänge beobachtet (siehe Kapitel 3).

Die Witterung von 2010 bis 2012 zeichnete sich besonders durch warme Sommertemperaturen, durch Niederschlagsüberschüsse in den Jahren 2010 (stark) und 2012 (leicht) sowie durch die ausgeprägte Frühjahrstrockenheit 2011 aus. Die Wälder im Churer Rheintal erhalten im Sommer deutlich mehr Regen als Wälder in vergleichbaren Höhenlagen im Wallis.

2.5 Fazit

Das kontinuierliche Messen von Temperatur und Niederschlag entlang Höhengradienten hat sich als extrem aufwändig erwiesen. Während unsere Temperaturmessungen im Verlauf recht gut mit denen der SMA-Messstation Chur-Masans übereinstimmen, waren unsere Niederschlagsserien lückenhaft und produzierten in mehreren Fällen nicht plausible Reihen. Soll das Waldmonitoring entlang den Gradienten weitergeführt werden, fassen wir eine starke Reduktion des Messnetzes ins Auge.

3 Langfristige Beobachtungsflächen

Andreas Zingg und Christian Matter

3.1 Einleitung

Im Hinblick auf eine längerfristige Beobachtung der Waldsituation entlang den gewählten Höhengradienten wird üblicherweise ein Waldbestand genau vermessen und das Wachstum unter den herrschenden abiotischen (Klima, Standort) und biotischen Bedingungen (Konkurrenz) über längere Zeitspannen verfolgt. Grundlage hierfür ist eine exakte Vermessung der Baumindividuen im Bestand.

3.2 Methoden

Im Jahr 2010 wurden durch die Mitarbeiter des Teams Ertragskunde entlang den drei Gradienten Felsberg, Domat/Ems und Scharans je drei Beobachtungsflächen eingerichtet (Abb. 1 und Tab. 1, Kap. 1). Hierzu wurden die Eckpunkte der Flächen verpflockt und vermessen, wobei jeweils Flächen von mindestens 0,25 ha Projektionsfläche gewählt wurden. Gesamt wurden rund 1100 Bäume mit BHD > 8 cm nummeriert und die Stellen für die BHD-Messungen markiert. In allen Flächen wurden 2011 ertragskundliche Erhebungen durchgeführt: Zwei Durchmesser in 1,3 m Höhe kreuzweise ($n=1112$ Bäume), verschiedene Baumbeurteilungen, an einem Subkollektiv Baumhöhen und Durchmesser in 7 m Höhe. Zusätzlich wurden die Koordinaten der Bäume bestimmt. Um jährliche Sterberaten feststellen zu können, wurden abgestorbene oder geworfene Bäume auf allen Beobachtungsflächen erfasst. Nach Abschluss der Messarbeiten wird für jede Fläche eine Standardauswertung durchgeführt. Eine Wiederholung der ertragskundlichen Aufnahme ist frühestens 2016 vorgesehen.

3.3 Resultate

Von den 1112 vermessenen Bäumen waren 6% bzw. 65 Bäume tot. Die Verteilung der toten Bäume über die verschiedenen Flächen war ungleich: Die höchste Anzahl toter Bäume ist in den untersten Föhren-dominierten Flächen in Felsberg und Scharans festzustellen (Tab. 2), die kleinsten Anteile im nordexponierten Gradient Domat/Ems. Nach Abschluss der Messarbeiten wurde für alle Flächen eine Standardauswertung durchgeführt (Abb. 6; Tab. 3). Die Fichte ist in allen Beständen vorhanden, die Waldföhre fehlt im Gradient Domat/Ems in der mittleren und oberen Untersuchungsfläche. An diesem nordexponierten Gradienten mit tiefgründigen Böden ist dafür die Weisstanne vertreten; sie fehlt in den anderen Untersuchungsflächen. Häufig kommt auch die Lärche vor; sie fehlt nur gerade in der untersten Untersuchungsfläche in Felsberg.

Tabelle 2. Totholz in den Waldbeständen auf den Beobachtungsflächen als Hektarwerte entlang den drei Gradienten, nach Baumarten unterteilt (Bäume mit BHD > 8 cm berücksichtigt): WaFö Waldföhre, Fi Fichte, Ta Weisstanne, Lä Lärche, Bu Buche.

Baumarten	Felsberg			Domat/Ems			Scharans		
	unten	Mitte	oben	unten	Mitte	oben	unten	Mitte	oben
WaFö	33		4				14	8	11
Fi		13	17			1	18	54	
Ta				7					
Lä			0		4				
Bu	2								
Summe	35	13	21	13	0	1	32	62	11

Tabelle 3. Hektarwerte der Waldbestände auf den Beobachtungsflächen entlang den drei Gradienten, nach Baumarten unterteilt (Bäume mit BHD > 8 cm berücksichtigt): WaFö Waldföhre, Fi Fichte, Ta Weisstanne, Lä Lärche, Bu Buche, Ki Kirsche, VoBe Vogelbeere, Nu Nussbaum.

Baumarten	Felsberg			Domat/Ems			Scharans		
	unten	Mitte	oben	unten	Mitte	oben	unten	Mitte	oben
WaFö	419	43	29	105			76	131	189
Fi	35	381	305	191	409	594	26	328	446
Ta				147	64	18			
Lä		53	33	125	300	21	0	50	9
Bu	105	34		10	2				
Ki	1								
VoBe	11								
Nu			1						
Summe	571	511	366	577	776	633	102	508	644

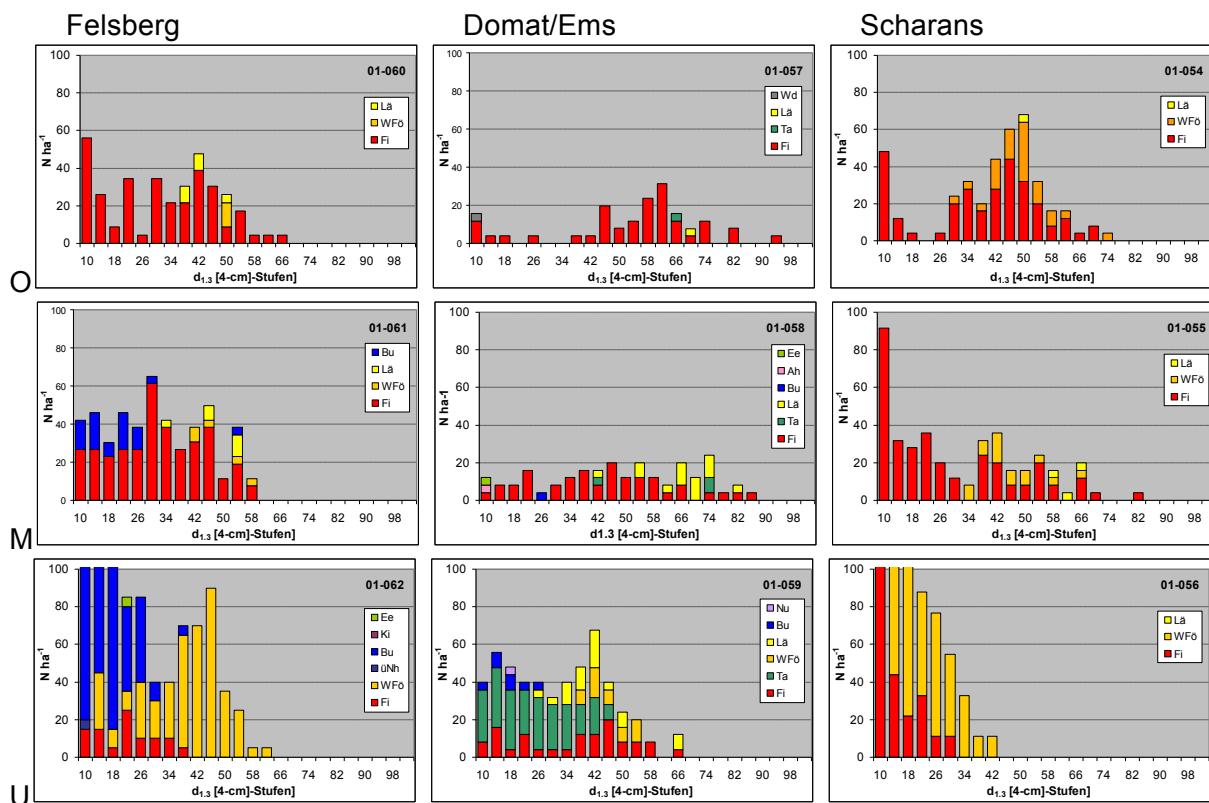


Abbildung 6. Durchmesserverteilung der Bäume in den Beobachtungsflächen entlang den Gradienten, nach Baumarten: O oben, M Mitte, U unten. Die kleinsten Durchmesserklassen in den unteren Flächen von Felsberg und Scharans sind bei n=100 abgeschnitten.

Im Transekt Felsberg dominiert die Fichte in den beiden oberen Flächen. In der unteren Fläche ist sie dagegen nur schwach in den kleineren Durchmesserklassen vertreten. In diesem Transekt spielt hingegen die Buche eine Rolle. Waldföhre und Lärchen sind nur in den grösseren Durchmessern vertreten. Die zu erwartenden Fichtenbonitäten betragen hier $h_{dom50} = 12, 14$ und 13 (Keller 1978), was einem durchschnittlichen Gesamzuwachs (dGZ) von $4,2$ bzw. $5,3$ bzw. $4,8 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ entspricht.

Der nordexponierte Transekt Domat/Ems ist in Bezug auf die Baumartenzusammensetzung weniger einheitlich. Während es sich bei der obersten Fläche im Gradient Domat/Ems (Gebiet der Gemeinde Feldis/Veulden) um ein von Fichte dominiertes Starkholz handelt, ist der Lärchenbestand auf der mittleren Fläche mit einem Anteil von einem Drittel bedeutend grösser. Auf beiden Flächen kommt auch die Weisstanne vor, die auf der untersten Fläche mit der Fichte gleichauf zieht. Nach Keller (1978) sind von oben nach unten die folgenden Fichten-Bonitäten zu erwarten: $h_{\text{dom}}50 = 17, 18$ und 17 . Die entsprechenden durchschnittlichen Gesamtzuwächse wären dann hier $7,4$ bzw. $8,1 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Die drei Flächen des Transektes Scharans sind in Bezug auf die Baumartenzusammensetzung homogen. Unterschiedlich sind sie in Bezug auf die Dominanz der einzelnen Baumarten: Während in den beiden oberen Flächen die schattentolerantere Fichte am stärksten vorkommt und die Pionier- und Lichtbaumarten Waldföhre und Lärche langfristig verdrängen wird, ist dieser Prozess in der untersten Fläche erst in den unteren Durchmesserklassen erkennbar. In Anwendung des ertragskundlichen Bonitätsschlüssels von Keller (1978) können von oben nach unten die folgenden Fichten-Bonitäten geschätzt werden: $h_{\text{dom}}50 = 10, 14$ und 14 , was einem zu erwartenden dGZ von $3,2$ bzw. $5,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ entspricht.

In keiner der neun Beobachtungsflächen ist die Waldföhre in der Verjüngung bzw. mit kleinen Durchmessern vertreten. Einerseits wurden Flächen in einer Optimalphase ausgesucht, welche naheliegenderweise einen hohen Kronenschluss aufweisen. Anderseits wird auch deutlich, dass die bereits seit mehreren Jahrzehnten anhaltende Extensivierung von Waldbeständen infolge Aufgabe von Waldweide, Austragsnutzung oder gezielter Auslesedurchforstung das Aufkommen der lichtbedürftigen Pionierart Waldföhre erschwert bzw. verunmöglichten.

3.4 Ausblick

Die $0,09$ bis $0,25 \text{ ha}$ grossen Versuchsflächen sind so eingerichtet, dass sie nach voraussichtlich fünf Jahren wieder gemessen werden können. Mit dieser Zweitmessung werden auch zuverlässigere Wachstumsinformationen vorliegen.

4 Jahrringanalysen entlang von Höhengradienten

Andreas Rigling, David Frank, Matthias Dobbertin (†), Nicole Grundmann ^a, Lara Läubli ^a, Dieter Trummer, Christine Zumbrunn ^b und Christoph Bigler ^c

4.1 Einleitung

Der Temperaturanstieg im 20. und nun zu Beginn des 21. Jahrhunderts war in der Schweiz und anderen Gebirgsregionen besonders ausgeprägt – die gemessene Erwärmung war rund doppelt so gross wie im globalen Durchschnitt (Begert et al. 2005). Laut den Klimamodellen dürfte sich dieser Trend im 21. Jahrhundert fortsetzen. Gekoppelt an die Erwärmung wird erwartet, dass sich auch Verteilung, Häufigkeit und Intensität von Niederschlägen und Trockenperioden verändern werden (CH2011 2011).

Klimaveränderungen haben direkte Auswirkungen auf die Wasserverfügbarkeit, die Produktivität, die biogeochemischen Kreisläufe und eine Vielzahl weiterer Ökosystemprozesse (Rigling et al. 2012). Auch indirekte Effekte wie z.B. grösseres Waldbrandrisiko oder erhöhte Entwicklungsraten von Schadinsekten bei höheren Temperaturen dürften die Wald- und Landwirtschaft vor grosse Herausforderungen stellen (Rigling et al. 2008).

Die grössten Veränderungen werden für Standorte erwartet, die durch Frost oder Wasser oder die Vegetationsdauer limitiert sind, z.B. also alpine und subalpine Ökosysteme (Becker und Bugmann 2001) oder nahe der durch Trockenheit limitierten Verbreitungsgrenzen von Pflanzen (Allen et al. 2010), weil dort schon kleine klimatische Veränderungen grosse Auswirkungen auf das Überleben und somit die Verbreitung der Pflanzen haben können.

Trockenheit ist ein entscheidender Faktor für die Waldökosysteme der inneralpinen Täler wie z.B. dem Wallis. Auf den trockenen, tiefer gelegenen Standorten unterhalb 1200 m, wo die Waldföhre teilweise dominant auftritt, werden seit mehreren Jahren verbreitet Absterbeprozesse beobachtet. Ähnliche Phänomene sind auch in anderen Trockentälern mit vergleichbaren klimatischen Bedingungen wie dem Aostatal, dem Vinschgau, der Region Innsbruck im Inntal und auch im Churer Rheintal festzustellen (Rigling et al. 2006; Schilli et al. 2008).

Die ökologische Interpretation des Jahrringwachstums, die sogenannte Dendroökologie, ist ein geeignetes Instrument für die Rekonstruktion und Analyse walddynamischer Prozesse, da die Jahrringbreite der Bäume die Wachstumsbedingungen in den entsprechenden Jahren wiedergibt: Bei ungünstigen Bedingungen werden schmale, bei vorteilhaften Verhältnissen entsprechend breite Jahrringe gebildet. Jahrringe können also als das Gedächtnis von Bäumen, Wäldern oder ganzer Landschaften verstanden werden. Dendroökologische Methoden wurden wiederholt eingesetzt, um die Absterbedynamik in den trockenen Waldföhrenwäldern der Alpen zu analysieren (Oberhuber 2001; Weber et al. 2007).

Um Absterbeprozesse in einem grösseren Gebiet zu verstehen empfiehlt es sich, Waldbestände entlang von Standortsgradienten zu untersuchen, weil dadurch die Interpretation der unterschiedlichen Resultate und die Entschlüsselung der auslösenden Faktoren wesentlich erleichtert werden. Im Falle von Trockenheit bieten sich Höhengradienten an, welche von den trockenen Standorten in Tieflage bis zu den feucht-kühlen Standorten in Hochlage reichen.

Das Ziel des vorliegenden Kapitels ist die Analyse der Wachstumsdynamik und eine Abschätzung der Sensitivität gegenüber Trockenheit der wichtigsten einheimischen Nadelbaumarten Fichte (*Picea abies*), Lärche (*Larix decidua*), Waldföhre (*Pinus sylvestris*) und Weisstanne (*Abies alba*) mittels dendroökologischer Methoden. Dabei wurden entlang den

^a Masterarbeit Universität Zürich; ^b Masterarbeit ETH Zürich; ^c ETH Zürich

drei Höhengradienten neun Waldbestände und zusätzlich zwei Tieflagenbestände mit erhöhter Waldföhrenmortalität untersucht.

Die spezifischen Fragestellungen lauteten:

- Wie ändert sich das Jahrringwachstum der verschiedenen Baumarten entlang den Höhengradienten?
- Welchen Einfluss hat das Klima auf das Jahrringwachstum der untersuchten Baumarten auf unterschiedlich trockenheitsexponierten Standorten?
- Wie sind die abgestorbenen Waldföhren in den Jahren vor ihrem Tod im Vergleich zu den überlebenden Waldföhren gewachsen?
- Wann sind die Waldföhren in den Tieflagen abgestorben und gibt es einen Zusammenhang zur Witterung?

Die Resultate wurden in den Kontext der jahrelangen Untersuchungen im Wallis bezüglich Waldföhrenmortalität gestellt.

4.2 Material und Methoden

Standorte

Die Hauptuntersuchungen wurden entlang den drei Höhengradienten in Felsberg «F», Domat/Ems «D» und Scharans «S» durchgeführt (Abb. 1). Jeder Gradient besteht aus Standorten aus den drei Höhenstufen unten «U», Mitte «M» und oben «O» (Abb. 1 und Tab. 1, Kap. 1). Die Untersuchungsbaumarten sind Fichte (*Picea abies*) «S», Lärche (*Larix decidua*) «L», Waldföhre (*Pinus sylvestris*) «P» und Weisstanne (*Abies alba*) «F». Die Abkürzungen für Gradient, Höhenstufe und Baumart werden kombiniert. Beispielsweise werden die Fichten vom mittleren Standort in Felsberg als «FMS» abgekürzt.

Die Standorte erstrecken sich von der unteren montanen Buchenstufe bis in die subalpine Fichtenstufe. Der geologische Untergrund ist zwar überall kalkhaltig, doch variieren die einzelnen Substrate beträchtlich: Zwei Standorte stocken auf hartem Kalk, zwei auf Moräne oder Hangschutt und vier auf Bündnerschiefer kombiniert mit Hangschutt oder Moräne (Tab. 1).

Für die Untersuchung der Waldföhrenmortalität wurden zwei zusätzliche Tieflagenstandorte beprobt: Standort «Satz» bei Haldenstein (SA) und Standort «Scheidhalde» bei Tomils (SH). An beiden Standorten wird seit Jahren erhöhte Waldföhrenmortalität beobachtet, und sie waren in der Folge wiederholt Gegenstand von Begehungen durch die Spezialisten von Waldschutz Schweiz. Diese beiden Standorte wurden mit zwei Hochlagenstandorten in unmittelbarer Nähe von Felsberg oben FO und Scharans oben SO verglichen.

Baumdaten

Entlang den drei Höhengradienten in Felsberg, Domat/Ems und Scharans wurden jeweils auf allen drei Höhenstufen Jahrringanalysen außerhalb der Ertragskundeflächen durchgeführt. Es wurden jene Untersuchungsbaumarten beprobt, welche pro Standort mindestens 15 Einzelbäume mit vergleichbaren Wachstumsbedingungen aufwiesen. Wenn vorhanden wurden 30 Bäume pro Baumart und Standort ausgewählt, möglichst in unmittelbarer Nähe zu den Ertragskundeflächen, und Bohrkerne entnommen. Fichten und Lärchen konnten auf allen neun Standorten, die Waldföhren auf sieben, die Buche auf drei und die Weisstanne auf zwei Standorten beprobt werden. Die Vermessung und Auswertung der Bäumen konnte noch nicht abgeschlossen werden, da das Material aufgrund des unregelmässigen Baumwachstums

und der schlechten Sichtbarkeit der Jahrringgrenzen sehr schwierig zu bearbeiten ist. Die Arbeiten werden Ende Juli 2013 abgeschlossen. Insgesamt wurden auf den Höhengradienten 844 Bäume beprobt und jeweils ein Bohrkern entnommen. Angaben zu Bestandesdichte, Baumhöhe und BHD-Verteilung wurden den Ertragskundeflächen (Kap. 3) entnommen.

Zusätzlich wurden auf den zwei Tieflagenstandorten mit erhöhter Föhrenmortalität Satz SA und Scheidhalde SH 45 lebende und 54 abgestorbene Waldföhren und auf den Hochlagenstandorten FO und SO 50 lebende Waldföhren beprobt und jeweils zwei Bohrkerne auf ca. 50 cm Höhe entnommen.

Insgesamt konnten somit 993 Bäume ausgewählt und 1062 Bohrkerne entnommen werden. Die Bohrkerne wurden auf Holzleisten aufgeleimt und getrocknet.

Laborarbeiten

Anschliessend wurden die Bohrkerne auf einer Bandschleifmaschine in drei bis vier Durchgängen mit zunehmend feinerer Körnung geschliffen und poliert (Abb. 7). Dadurch wurden die teilweise sehr schmalen Jahrringe gut sichtbar und konnten auf der Jahrringmessanlage (LinTab, Rinn Heidelberg) unter dem Binokular mit 1/100 mm Genauigkeit vermessen werden.

Die Bohrkernmessungen wurden optisch und statistisch mittels der Programme TSAP und COFECHA auf Messfehler und fehlende Jahrringe hin überprüft und kreuzdatiert. Die beiden Bohrkerne pro Baum wurden zu einer Baummittelkurve zusammengefasst und diese wurden zu Standortchronologien gemittelt. Zur Abschätzung der Wuchsleistung und Interpretation der Wachstumsmuster wurden ausschliesslich Rohwerte verwendet. Für die Analyse der Klima-Wachstums-Beziehungen wurden die Rohdaten in einem zweistufigen Verfahren mit der Software ARSTAN standardisiert: Zuerst wurde mittels einer Power-Transformation die Varianz stabilisiert und danach wurden mit einer Spline-Ausgleichsfunktion (200 Jahre) störende, nicht klimatische Wachstumssignale herausgefiltert (Grundmann 2011; Zumbrunn 2013). Die dadurch entstandenen Indexchronologien wurden mit den Klimadaten in Beziehung gesetzt.

Klimadaten

Für die Klimaanalysen wurden Monatswerte für Temperatur und Niederschlag sowie zwei verschiedene Trockenheitsindexe verwendet. Es wurden zwei verschiedene Klimadatenserien verwendet: Einerseits wurden sämtliche verfügbaren und homogenisierten Klimadaten (MeteoSchiweiz, 2011) von Stationen aus der Umgebung des Untersuchungsgebietes interpoliert (D. Schmatz, WSL), anderseits wurden Klimarasterdaten vom Niederländischen Meteorologischen Institut (KNMI 2011) verwendet, welches für die ganze Welt Klimadaten in Rasterzellen von 0,5° Längengrad x 0,5° Breitengrad aufbereitet, gewichtet und zusammenfasst. Die dadurch generierten Daten sind gerade im Gebirge sehr geeignet, um Klimasignale verschiedener Standorte und Baumarten zu vergleichen, da nicht nur auf die häufigen Meteostationen der Tieflagen, sondern auch auf die selteneren Hochlagenstationen abgestützt wird. Es wurden monatliche und jährliche Wasserdefizite aus den Niederschlags- und Temperaturdaten von 1931 bis 2006 mit dem AET-Calculator (Gavin 2007) berechnet, gemäss der Formel $N-ET_{pot}$; mit N =Niederschlagssumme und ET_{pot} =geschätzte potentielle Evapotranspiration. ET_{pot} ist die aufgrund der klimatischen Gegebenheiten maximal mögliche Verdunstung durch die Pflanzendecke und die Bodenoberfläche; sie berechnet sich aus der mittleren Temperatur und der geographischen Breite. Anhand des Breitengrades wird die

Tageslänge berechnet, welche Inputgrösse für die potenzielle Evapotranspiration (PET) ist. Die Feldkapazitäten wurden für die Hochlagen mit 85 mm und die Tieflagen mit 75 mm geschätzt. Die PET wird sodann mit einer Funktion multipliziert, welche zeigt, dass einem feuchten Boden einfacher und einem trockenen Boden schwerer Wasser entzogen werden kann (declining availability function). Diese Rechnung ergibt die aktuelle Evapotranspiration AET. Am Ende des Jahres überträgt der AET-Calculator die Bodenfeuchtigkeit ins Folgejahr (Grundmann 2011). Zusätzlich wurde der Trockenheitsindex nach Palmer, der sogenannte PDSI (van der Schrier et al. 2006), für die Zeitperiode 1901 bis 2009 verwendet (KNMI 2011).

Datenanalyse

Die Beziehung zwischen Klima und Baumwachstum wurde mittels einfacher Regressionsanalysen (Statistik Programm R, Funktion bootRes) berechnet. Da Klimavariablen untereinander korreliert sein können, wurden Response-Funktionen gerechnet. Die Response-Funktion ist eine Kombination einer Hauptkomponentenanalyse mit einer multiplen Regressionsanalyse (Hauptkomponentenregression). Die Hauptkomponentenanalyse bildet unabhängige Hauptkomponenten, welche die Dimensionalität reduziert und die Multikollinearität der Einflussgrößen entfernt (Biondi und Waikul 2004). Eingangsgrößen sind die indexierten Jahrringdaten als Zielvariablen sowie als erklärende Variablen die monatlichen Klimadaten Temperatur, Niederschlag und Trockenheit.

Um die Effekte von einzelnen extremen Trockenjahren respektive feuchten Jahren zu untersuchen, wurden sogenannte Superposed-Epoch-Analysen (SEA) durchgeführt, welche die Wachstumsänderung nach dem Extremjahr in Bezug zum Mittelwert quantifiziert. Dazu wurden die 10 extremsten Sommer (Juni–September) bestimmt. Die SEA wurden im Statistikprogramm R mit der Bootstrap-Methode im Paket dplR berechnet (Bunn et al. 2010).



Abbildung 7. Bohrkerne aufgeklebt auf Holzträger und geschliffen. Rund 2000 Bohrkerne von 5 verschiedenen Baumarten wurden vermessen und ausgewertet (Foto C. Zumbrunn).

4.3 Resultate

Grossräumige Klima-Wachstums-Beziehungen

Das Jahrringwachstum der Trockenstandorte zeigt teilweise hohe Korrelationen zwischen 0,3 bis 0,6 mit den Klimastationen in Zentraleuropa, Südengland und Südskandinavien (Abb. 8). Dies verdeutlicht, dass das Untersuchungsgebiet klar im Einflussbereich des zent-

raleuropäischen Wettergeschehens ist. Wettereinflüsse von der Alpensüdseite, insbesondere Föhnlagen sind kaum feststellbar.

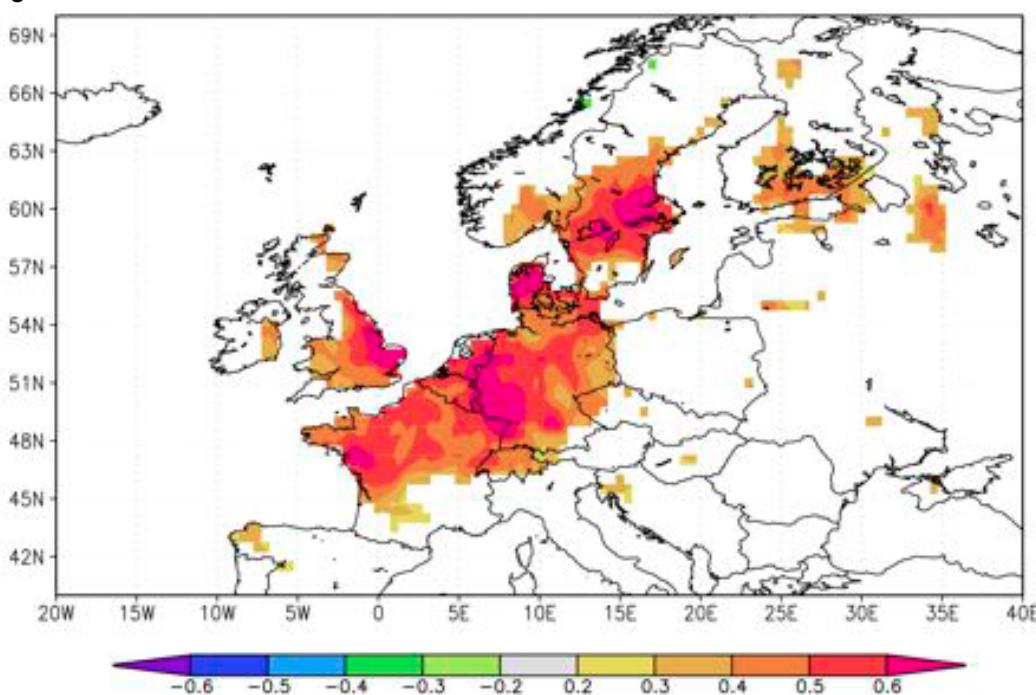


Abbildung 8. Räumliche Korrelationen zwischen der Jahrringbreite (Durchschnitt der Tieflagenstandorte Satz und Felsberg) mit dem Trockenheitsindex PDSI für die Monate April bis September). Die untersuchte Zeitperiode ist 1947 bis 2002. Signifikanzschwelle der Korrelationen ist <10% (Laeubli 2010).

Wachstum entlang den Höhengradienten

Die ältesten Bäume sind generell in den obersten Lagen zu finden (Tab. 4). In Felsberg (FO) stehen die älteste Lärche (417 Jahre) und die älteste Waldföhre (256 Jahre). Die älteste Fichte steht in Domat/Ems oben (246 Jahre). Die älteste Weisstanne ist verhältnismässig jung (165 Jahre); sie steht in Domat/Ems unten. In den Tieflagen sind die Bäume mit 122 bis 186 Jahren wesentlich jünger. Die jüngsten beprobteten Bäume waren eine Fichte in Felsberg unten (94 Jahre) und eine Föhre in Scharans unten (91 Jahre). Als gemeinsames Zeitfenster für die Klima-Wachstums-Analysen konnte in der Regel 1901 bis 2011 festgelegt werden.

Tabelle 4. Überblick über die Jahrringchronologien der Standorte der Höhengradienten (Zumbrunn 2013).

Standort	Baumart	Längster Datensatz	Maximal-alter (Jahre)	Länge Mittelkurve (Jahre)	Zeitfenster Klimaanalysen
DO	Lärche	1765-2011	246	191	1901-2011
	Fichte	1765-2011	246	246	1901-2011
DM	Lärche	1869-2011	142	135	1901-2011
	Fichte	1884-2011	127	112	1901-2011
	Tanne	1892-2011	119	100	1911-2011
DU	Lärche	1866-2011	145	138	1901-2011
	Fichte	1854-2011	157	139	1901-2011
	Föhre	1868-2011	143	134	1901-2011
	Tanne	1846-2011	165	139	1901-2011
FO	Lärche	1594-2011	417	317	1901-2011
	Fichte	1804-2011	207	184	1901-2011
	Föhre	1755-2011	256	228	1901-2011
FM	Lärche	1767-2011	244	229	1901-2011
	Fichte	1805-2011	206	173	1901-2011

		1829-2011	182	169	1901-2011
FU	Lärche	1825-2011	186	161	1901-2011
	Fichte	1917-2011	94	83	1928-2011
	Föhre	1829-2011	182	177	1901-2011
SO	Lärche	1823-2011	188	169	1901-2011
	Fichte	1849-2011	162	157	1901-2011
	Föhre	1831-2011	118	171	1901-2011
SM	Lärche	1817-2011	194	180	1901-2011
	Fichte	1838-2011	173	153	1901-2011
	Föhre	1838-2011	173	167	1901-2011
SU	Lärche	1860-2011	151	141	1901-2011
	Fichte	1889-2011	122	71	1940-2011
	Föhre	1920-2011	91	83	1928-2011

Die Rohdaten (Abb. 9) zeigen sehr unterschiedliche baumartenspezifische Wachstumsverläufe. So zeigen die beiden Lichtbaumarten Lärche und Föhre sehr deutliche Alterstrends mit gutem Wachstum in der Jugend und einem kontinuierlichen Wachstumsabfall mit zunehmendem Alter. Der Altertrend ist in tieferen Lagen deutlicher ausgeprägt als in den Hochlagen. Die schattentoleranten Fichten und Weißtannen zeigen mehr oder weniger konstantes Jahrringwachstum, einzelne Chronologien zeigen sogar eine Wachstumszunahme. Fichten und Föhren der Tieflagen zeigen ein deutlich unruhigeres Wachstum, also grössere jährliche Schwankungen, als diejenigen der Hochlagen. Bei der Lärche zeigt sich ein umgekehrtes Bild mit den deutlichsten Schwankungen in den Hochlagen. Die Autokorrelation, also die Abhängigkeit des Jahrringwachstums vom Wachstum der Vorjahre, ist bei allen Baumarten in den Tieflagen höher als in den Hochlagen (Daten nicht gezeigt). Entlang dem Höhengradienten zeigen insgesamt die mittleren Höhenlagen die grössten Wachstumsleistungen, wohlbedacht bei sehr grosser Variabilität.

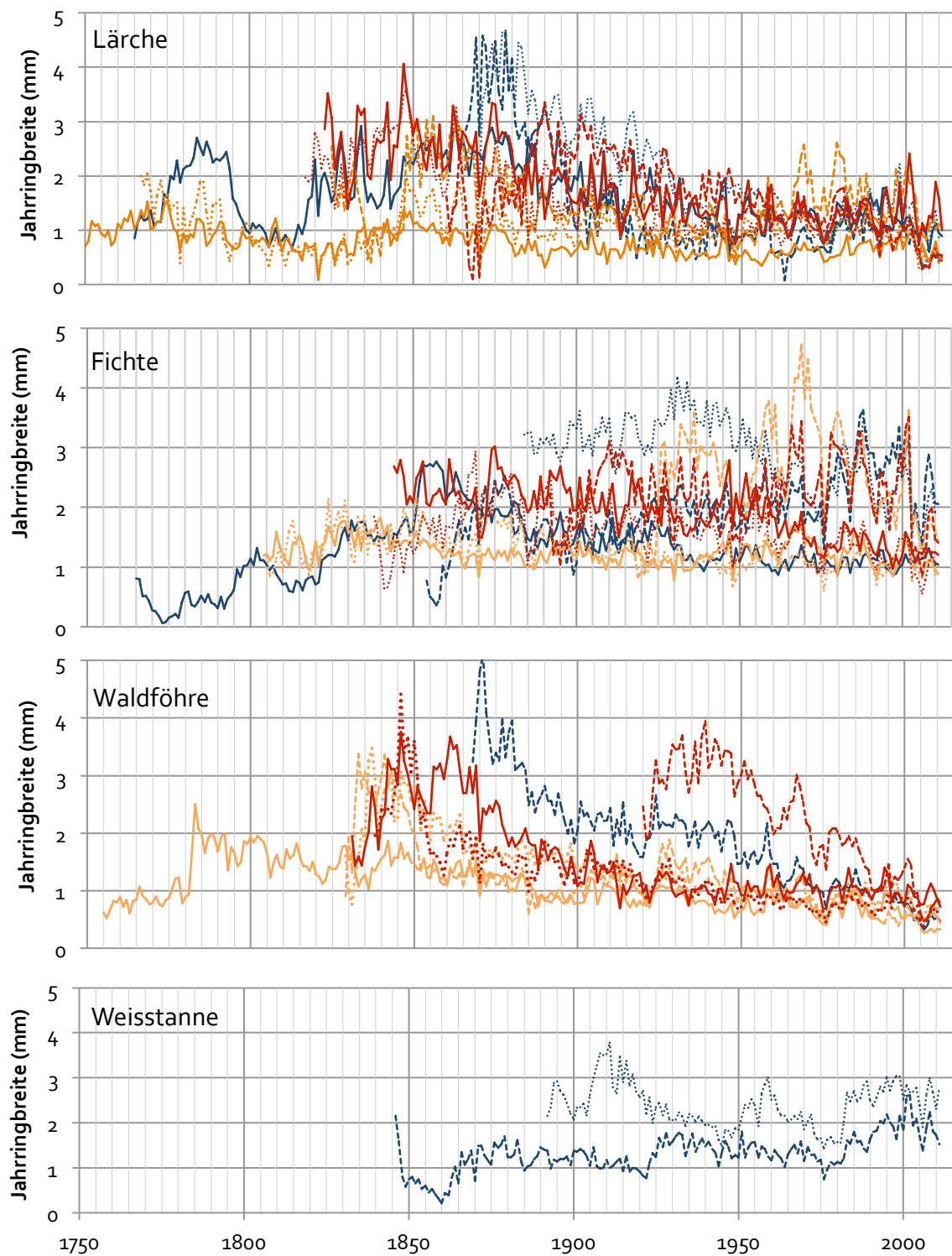


Abbildung 9. Radialwachstum-Rohdaten. Dargestellt sind Mittelkurven, die minimale Belegungsdichte beträgt 5 Jahrringmessreihen. Gradient Domat/Ems (blau), Scharans (rot) und Felsberg (orange). Standorte: oben ausgezogen, Mitte gestrichelt, unten gepunktet (Zumbrunn 2013).

Die indexierten Jahrringchronologien (Abb. 10–13) bringen die Gemeinsamkeiten zwischen den einzelnen Chronologien der verschiedenen Standorte deutlich zum Ausdruck, da hier die individuellen, in der Regel nicht klimabedingten Wachstumsbeeinflussungen entfernt wurden. Die Lärchen (Abb. 10) der Hochlagen zeigen ein sehr homogenes Wachstumsmuster mit

sehr grosser Übereinstimmung in den jährlichen und zehnjährlichen Wachstumsschwankungen. Deutlich sichtbar sind zyklische Schwankungen, die etwa alle 8–10 Jahre in den oberen Lagen auftreten. In den mittleren Lagen sind diese nur Anfang des 20. Jahrhunderts sichtbar.

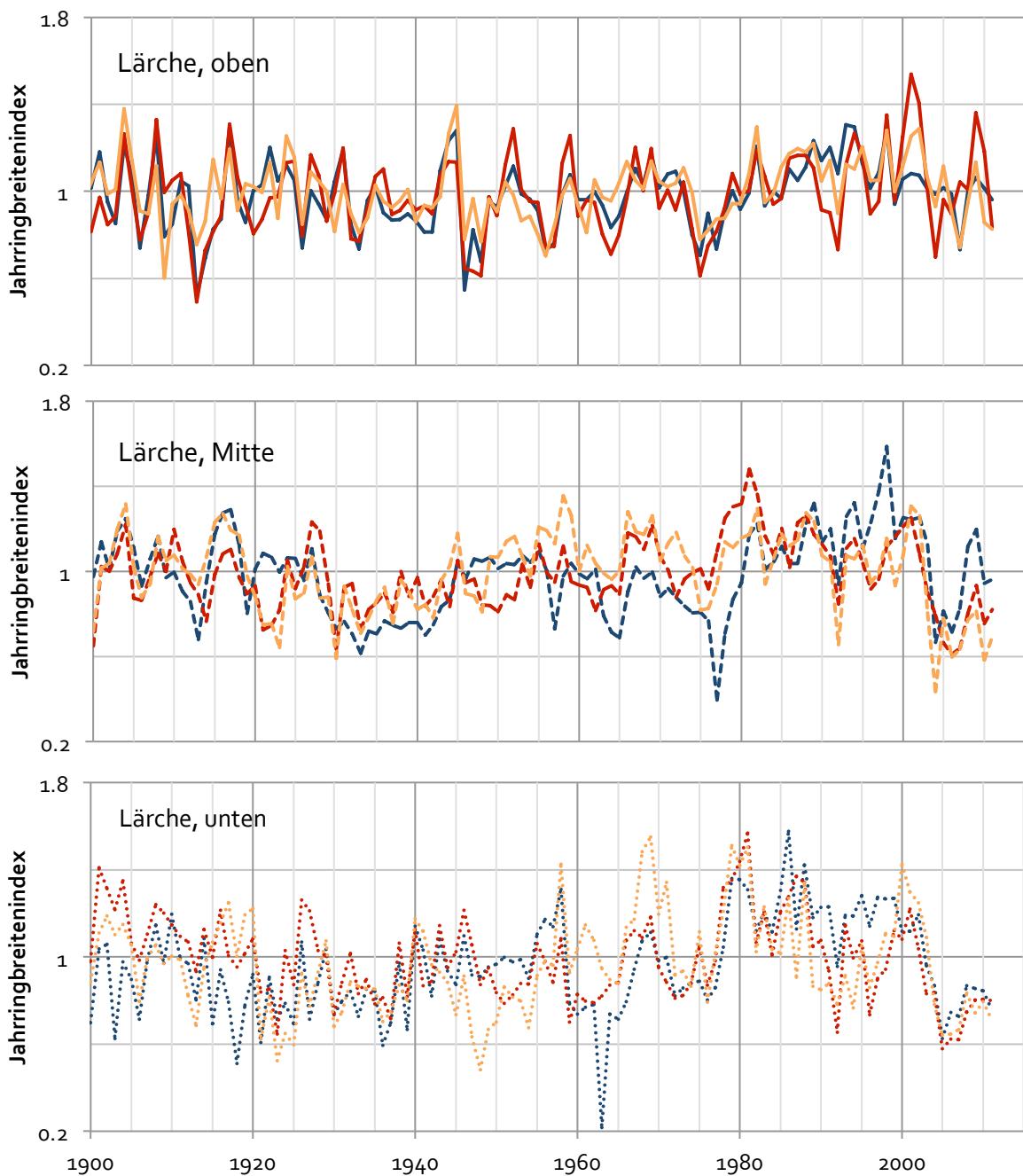


Abbildung 10. Indexchronologien der Lärche getrennt nach Standorten oben, Mitte und unten. Gradient Domat/Ems (blau), Scharans (rot) und Felsberg (orange). Zeitfenster 1900 bis 2011 (Zumbrunn 2013).

In den Tieflagen ist das Wachstum insgesamt sehr unruhig mit teilweise grossen Differenzen zwischen den Chronologien. Der Wachstumsrückgang ab 2003 ist v.a. in den Tieflagen sehr gut sichtbar.

Bei der Fichte (Abb. 11) ist das Wachstumssignal in den mittleren Lagen am einheitlichsten, mit sehr grosser Übereinstimmung in den letzten Jahrzehnten. Der Wachstumseinbruch

nach 2003 ist in den Tieflagen und in den mittleren Lagen sehr ausgeprägt, hingegen fehlt er komplett in den Hochlagen.

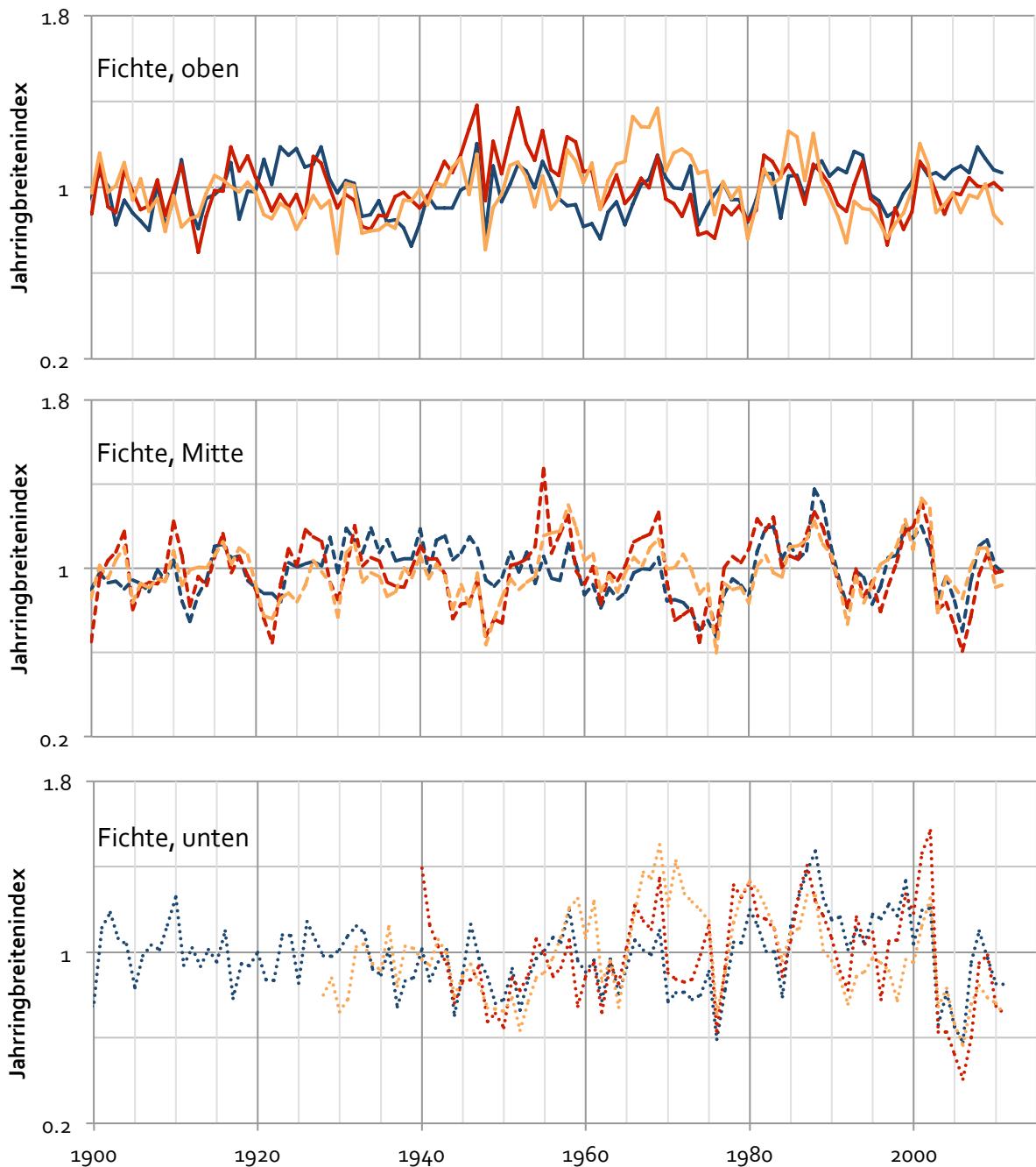


Abbildung 11. Indexchronologien der Fichte getrennt nach Standorten oben, Mitte und unten. Gradient Domat (blau), Scharans (rot) und Felsberg (orange). Zeitfenster 1900 bis 2011 (Zumbrunn 2013).

Die Waldföhre (Abb. 12) zeigt eine sehr hohe Übereinstimmung zwischen den Chronologien auf allen Höhenstufen – im Gegensatz zu den anderen Baumarten ist auch in der Tieflage ein gleichgerichtetes Wachstumssignal feststellbar. Der Wachstumseinbruch nach 2003 tritt verzögert auf und ist in den tiefen und mittleren Lagen erst im 2005 und 2006 deutlich feststellbar.

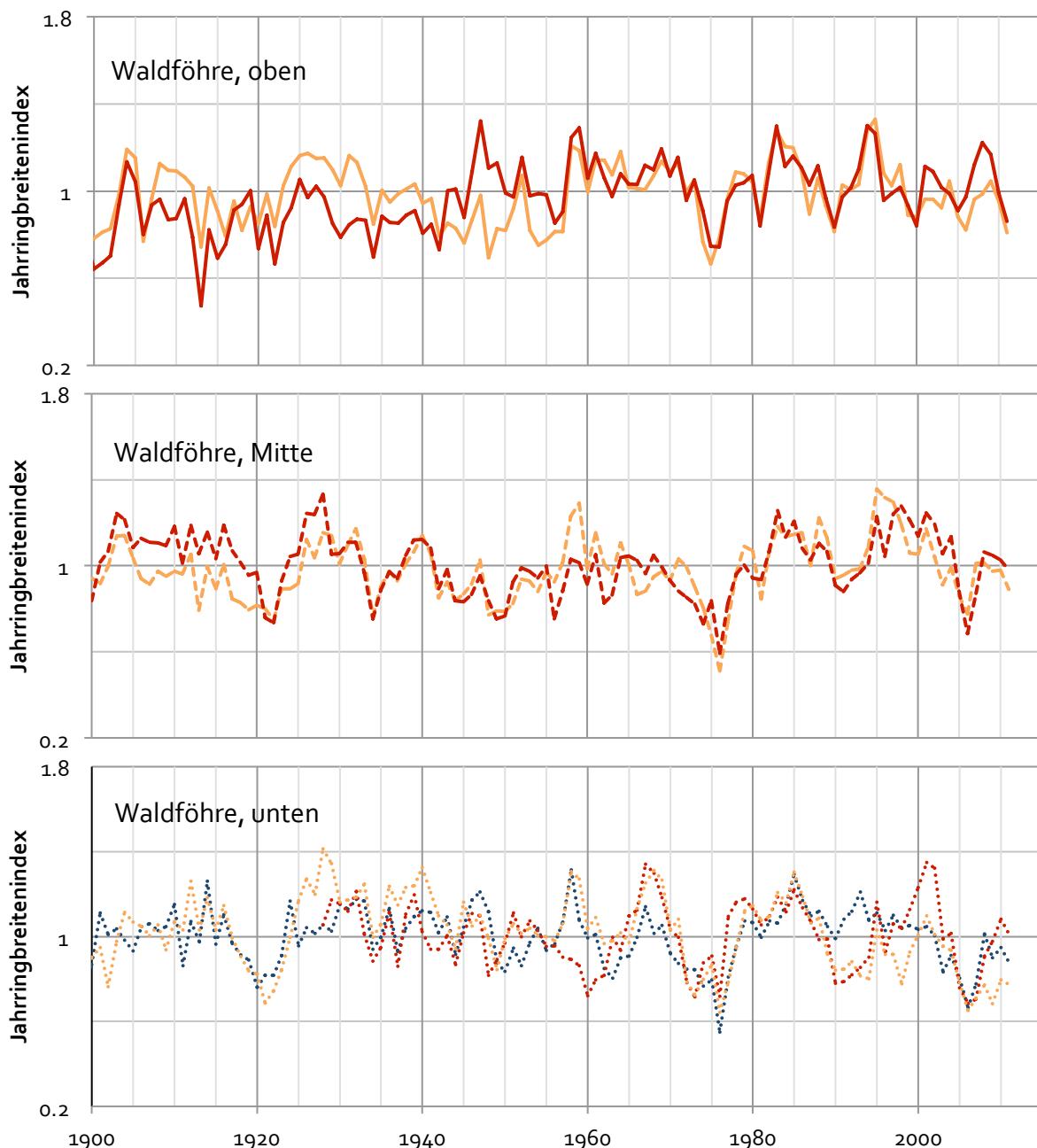


Abbildung 12. Indexchronologien der Waldföhre getrennt nach Standorten oben, Mitte und unten. Gradient Domat/Ems (blau), Scharans (rot) und Felsberg (orange). Zeitfenster 1900 bis 2011 (Zumbrunn 2013).

Die beiden Weisstannenchronologien (Abb. 13) weisen sehr unterschiedliche Wachstumsmuster auf, hingegen stimmen die jährlichen Ausschläge recht gut überein. Auffallend ist der deutliche Wachstumsanstieg beider Chronologien nach 1980, wogegen bei allen anderen Baumarten eher ein negativer Trend sichtbar ist. Im Trockenjahr 2003 ist kein Einbruch sichtbar, hingegen brechen die Kurven 2006 ein und erholen sich bereits im nächsten Jahr wieder.

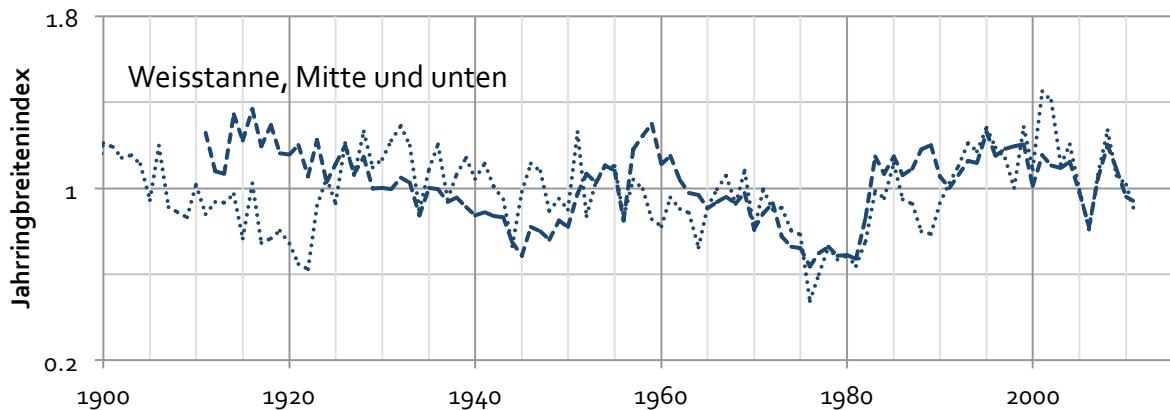


Abbildung 13. Indexchronologien der Weisstanne des Gradienten Domat/Ems. Mittlerer Standort (gestrichelte Linie), unterster Standort (gepunktete Linie). Zeitfenster 1900 bis 2011 (Zumbrunn 2013).

Klima-Wachstums-Beziehungen entlang von Höhengradienten

Wir konzentrierten die Auswertungen der Klima-Wachstums-Beziehungen auf den Trockenheitsindex PDSI, der Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse kombiniert. Hohe Werte des PDSI bedeuten feuchte Bedingungen, tiefe Werte entsprechend trockene Bedingungen. In der Abbildung 14 sind die Korrelationen zwischen den Jahrringbreiten und dem PDSI angegeben. Sind die Kurven im positiven Bereich, also oberhalb der Nulllinie, dann bedeutet dies, dass feuchte Bedingungen positiv mit dem Wachstum korrelieren. Fallen die Kurven unter die Nulllinie, heisst dies, dass Trockenheit das Wachstum der Bäume negativ beeinflusst. In der obersten Höhenstufe laufen die meisten Kurven um die Nulllinie herum, und generell sind nur sehr wenige Signale signifikant. Bei den Gradienten Felsberg und Domat/Ems gibt es keine signifikanten Signale, was bedeutet, dass Trockenjahre hier keinen negativen Einfluss auf das Wachstum zu haben scheinen. Einzig in Scharans sind einige wenige signifikante Signale sichtbar. In der mittleren Höhenstufe sind die Kurven fast ausschliesslich im positiven Bereich und weisen auf eine allgemeine Limitierung des Wachstums in Trockenjahren hin. Ausgeprägt zeigt sich dies wiederum für den Gradienten Scharans: Alle drei Baumarten zeigen ausschliesslich signifikante Signale. Dies gilt ebenfalls für die Fichte und Waldföhre in Felsberg für Sommer und Herbst des Vorjahres. Auch die Fichte in Domat/Ems zeigt vereinzelt positive Signale.

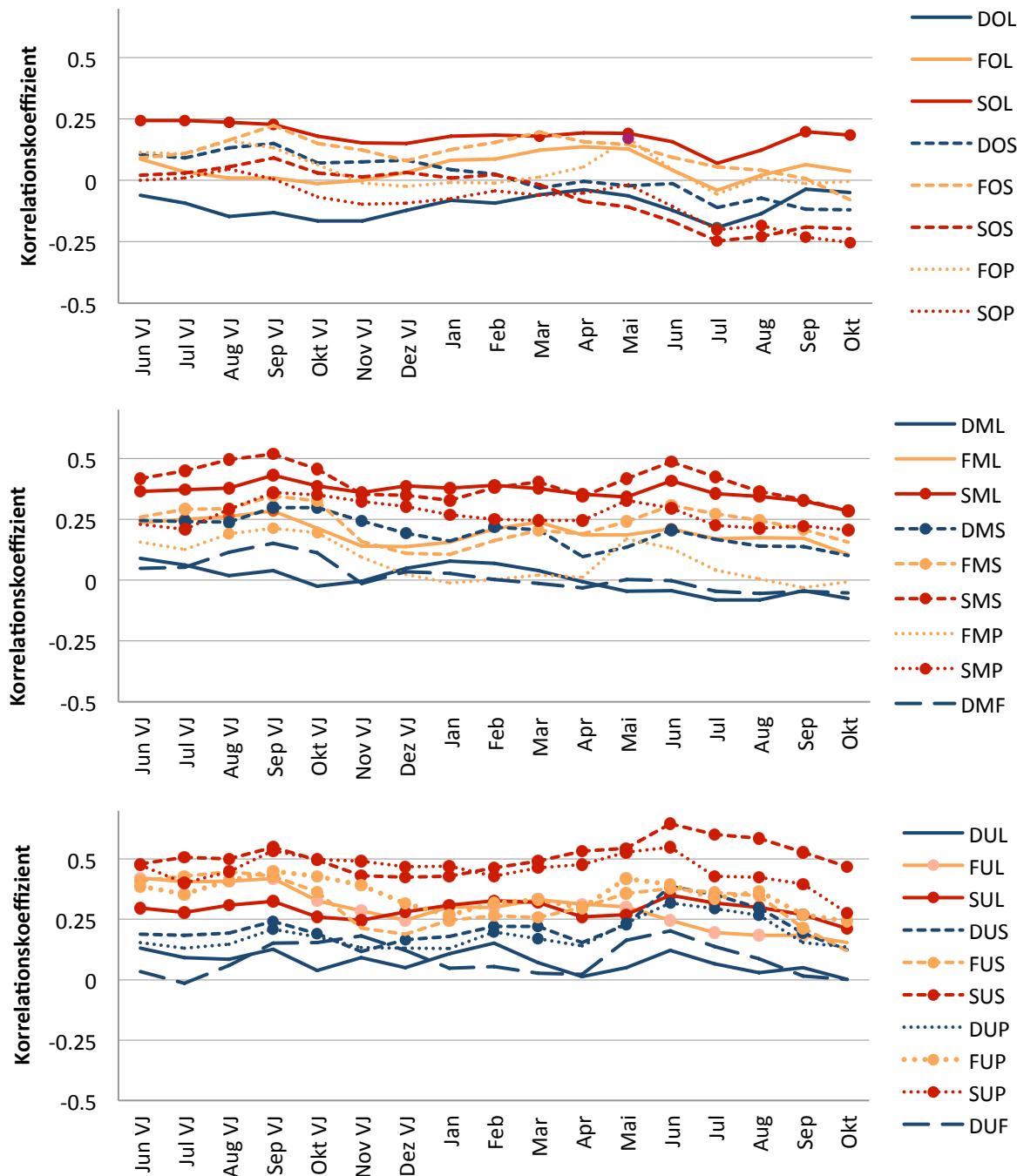


Abbildung 14. Korrelation zwischen monatlichen Trockenheitswerten (scPDSI) und Baumwachstum auf allen Standorten; ..L Lärche, ..S Fichte, ..P Waldföhre, ..F Weisstanne. Punkte stellen signifikante Werte dar (Signifikanzniveau $p \leq 0.05$). Die oberste Darstellung zeigt alle oberen Standorte, die mittlere Darstellung zeigt alle mittleren Standorte, die untere Darstellung zeigt alle unteren Standorte (Zumbrunn 2013).

In der untersten Höhenstufe sind alle Kurven im positiven Bereich. Alle Baumarten der Gradienten Scharans und Felsberg zeigen ausnahmslos signifikante Signale, was auf einen stark negativen Einfluss von Sommertrockenheit hindeutet. Auf dem Standort Domat/Ems zeigen auch die Fichte und die Waldföhre einige signifikante Signale, wohingegen Lärche und Weisstanne auch hier keine negative Beeinflussung durch trockene Sommer zeigen. In Abbildung 15 wird die Abhängigkeit des Baumwachstums von den Sommertemperaturen und der -trockenheit summarisch dargestellt: Hohe Sommertemperaturen haben in den

Hochlagen einen durchwegs positiven Einfluss auf das Wachstum aller Baumarten ausser der Fichte (schwarze Kreise). In den Tieflagen ist der Einfluss der Temperatur tendenziell negativ, z.T. gar signifikant negativ (Lärche, Fichte). Am Nordhang in Domat/Ems dagegen wirkt die Temperatur für Lärchen und Tannen signifikant positiv.

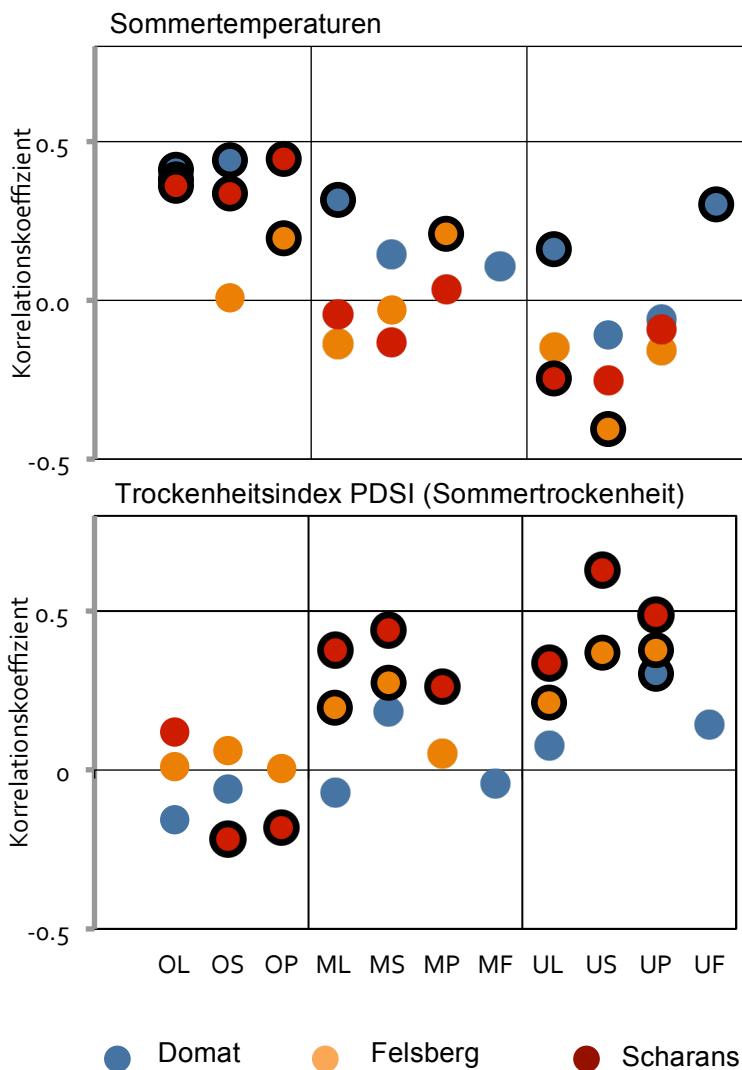


Abbildung 15. Saisonale Klima-Wachstums-Beziehungen für Sommertemperaturen (oben) und Sommetrockenheit (unten), gemessen als PDSI-Index für die Monate Juni–September, entlang den Gradientenstandorten Felsberg, Domat/Ems und Scharans: O. oben, M. Mitte, U. unten; Baumarten ..L Lärche, ..S Fichte, ..P Waldföhre, ..F Weisstanne. Signifikante Signale mit schwarzem Kreis (Zumbrogn 2013).

Extremjahre

Im Gegensatz zu den oben diskutierten Korrelationsanalysen, bei denen alle Jahre im Zeitfenster 1901 bis 2011 mitberücksichtigt werden, fokussiert die Abbildung 16 ausschliesslich auf die 10 extremsten Trockenjahre und die 10 feuchtesten Jahre. Die Analyse gibt an, wie sich das Wachstum in den Extremjahren und nach denselben im Vergleich zum Durchschnitt aller Jahre entwickelt.

Bei den Trockenjahren fällt auf, dass in Hochlagen kein klares Reaktionsmuster erkennbar ist. In der mittleren Höhenstufe reagieren mit Ausnahme der Weisstanne von Domat/Ems alle Baumarten mit einem Wachstumsrückgang im Trockenjahr, jedoch nur wenige mit signifikantem Signal. Zwei Jahre danach scheinen sich alle Baumarten wieder zu erholen, und ihr Wachstum nimmt zu und nähert sich dem Durchschnitt an. Die grosse Ausnahme bildet auch hier wiederum die Weisstanne von Domat/Ems, die praktisch durchwegs im positiven Bereich bleibt. In den Tieflagen ist das Reaktionsmuster sehr deutlich: In Scharans und Fels-

berg weisen alle Baumarten einen starken Wachstumseinbruch auf (5 von 6 sind signifikant) und die Bäume weisen auch noch im vierten Jahr nach der Trockenheit unterdurchschnittliches Wachstum auf. Dies deutet darauf hin, dass sie sich zu diesem Zeitpunkt noch nicht erholt haben. Wiederum sehr deutlich sichtbar ist das abweichende Verhalten der Baumarten auf dem Standort bei Domat/Ems.

Nach einem feuchten Sommer ist ein einheitliches Reaktionsmuster in den Hochlagen festzustellen, doch sind nur wenige Signale signifikant. In der mittleren Höhenlage ist wiederum ein sehr einheitliches Reaktionsmuster erkennbar: Alle Baumarten wachsen auf allen Standorten im feuchten Jahr überdurchschnittlich gut. Dieser positive Einfluss auf das Baumwachstum dauert in der Regel drei Jahre an, danach fällt das Wachstum wieder ab. Für den trockenen Standort Scharans und für die Fichten von Felsberg sind die Signale sogar mehrheitlich signifikant. Dieses Muster verstärkt sich noch für die Tieflagenstandorte, wo zusätzlich auch die Waldföhre in Felsberg und sogar die Fichten und Waldföhren in Domat/Ems signifikante Signale zeigen. Einzig die Lärchen und die Weisstannen zeigen wiederum ein schwach ausgeprägtes oder sogar abweichendes Verhalten.

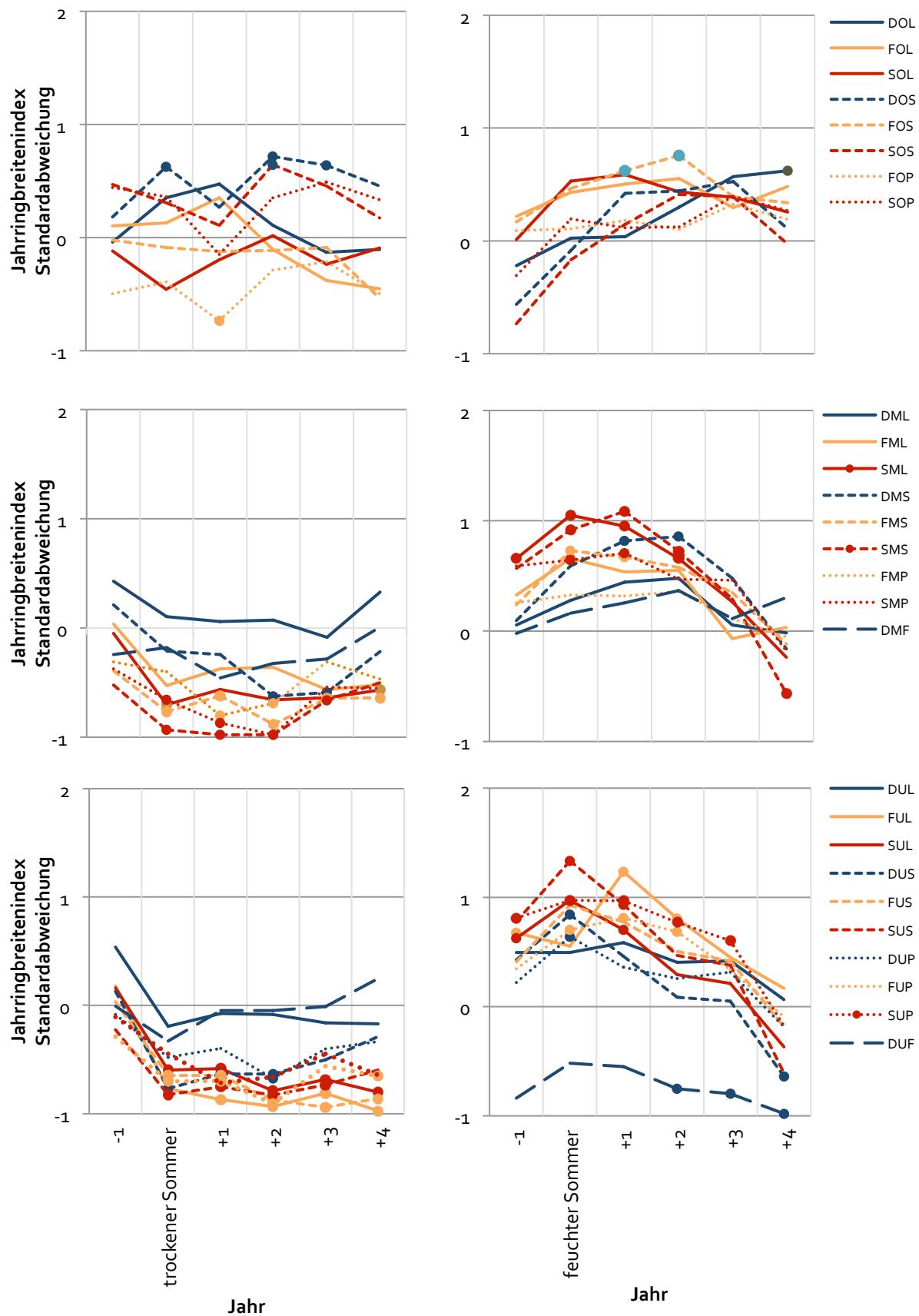


Abbildung 16. Extremjahre: Integrale Analyse der Wachstumsreaktion auf die 10 trockensten (links) und die 10 feuchtesten Jahre (rechts) seit 1900 für Baumarten ..L Lärche, ..S Fichte, ..P Waldföhre, ..F Weisstanne. Punkte symbolisieren signifikante Unterschiede (Zumbrunn 2013).

Absterbedynamik

Aufgrund der Jahrringchronologien konnten die Absterbezeitpunkte von toten Waldföhren auf den zwei trockenen Standorten Scheidhalde und Satz bestimmt werden: 12 der 54 toten Waldföhren sind in den Jahren 1997 bis 2003 abgestorben (Abb. 17). 2004 sind auf beiden Standorten insgesamt 5 Bäume, 2005 9 Bäume und 2006 bis 2009 jährlich weitere 2 bis 4 Bäume abgestorben. In den beiden Hochlagenstandorten FO und SO wurden keine toten Bäume gefunden und es kann davon ausgegangen werden, dass in den letzten Jahren keine Waldföhren abgestorben waren.

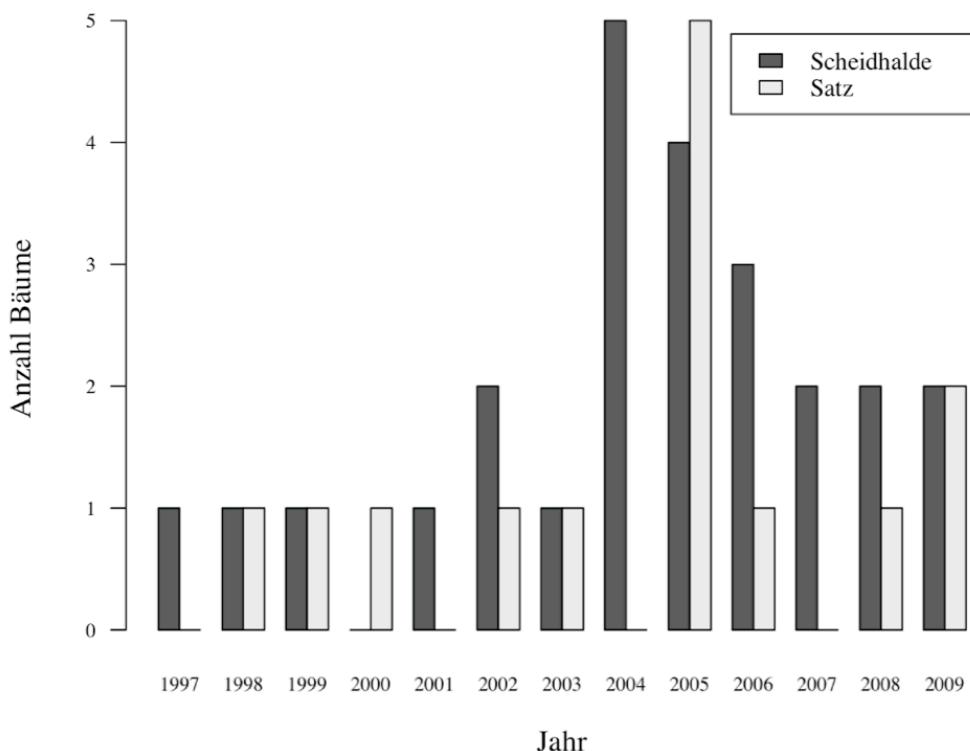


Abbildung 17. Rekonstruierte Absterbezeitpunkte von Waldföhren in den Tieflagen-Beständen Scheidhalde und Satz (Grundmann 2011).

Abbildung 18 vergleicht die jährlichen Wasserdefizite der beiden Hochlagenstandorte mit denjenigen der beiden Tieflagenstandorte. Es ist dabei zu beachten, dass die Skalen der vier Darstellungen verschieden sind: Während in den Hochlagen die maximalen abgebildeten Wasserdefizite 14 bis 28 mm betragen, so sind auf den trockenen Tieflagenstandorten Maxima von 125 bis 190 mm abgebildet. Wir können deshalb sagen, dass in den Hochlagen in den vergangenen 80 Jahren kaum ein Trockenjahr aufgezeichnet wurde. Auf den Tieflagenstandorten hingegen sind alle zehn Jahre 1 bis 2 starke Trockenjahre aufgetreten. Eine Häufung von extremeren Trockenjahren, wie sie seit etwa 2000 auftraten, mit dem Jahrhundert-Trockenjahr 2003 als Extrem, ist aussergewöhnlich. Die negative Wirkung auf die Wälder dürfte verschärft worden sein durch die vorangegangenen überdurchschnittlich feuchten Jahre (vgl. Abb. 2b, Kap. 2).

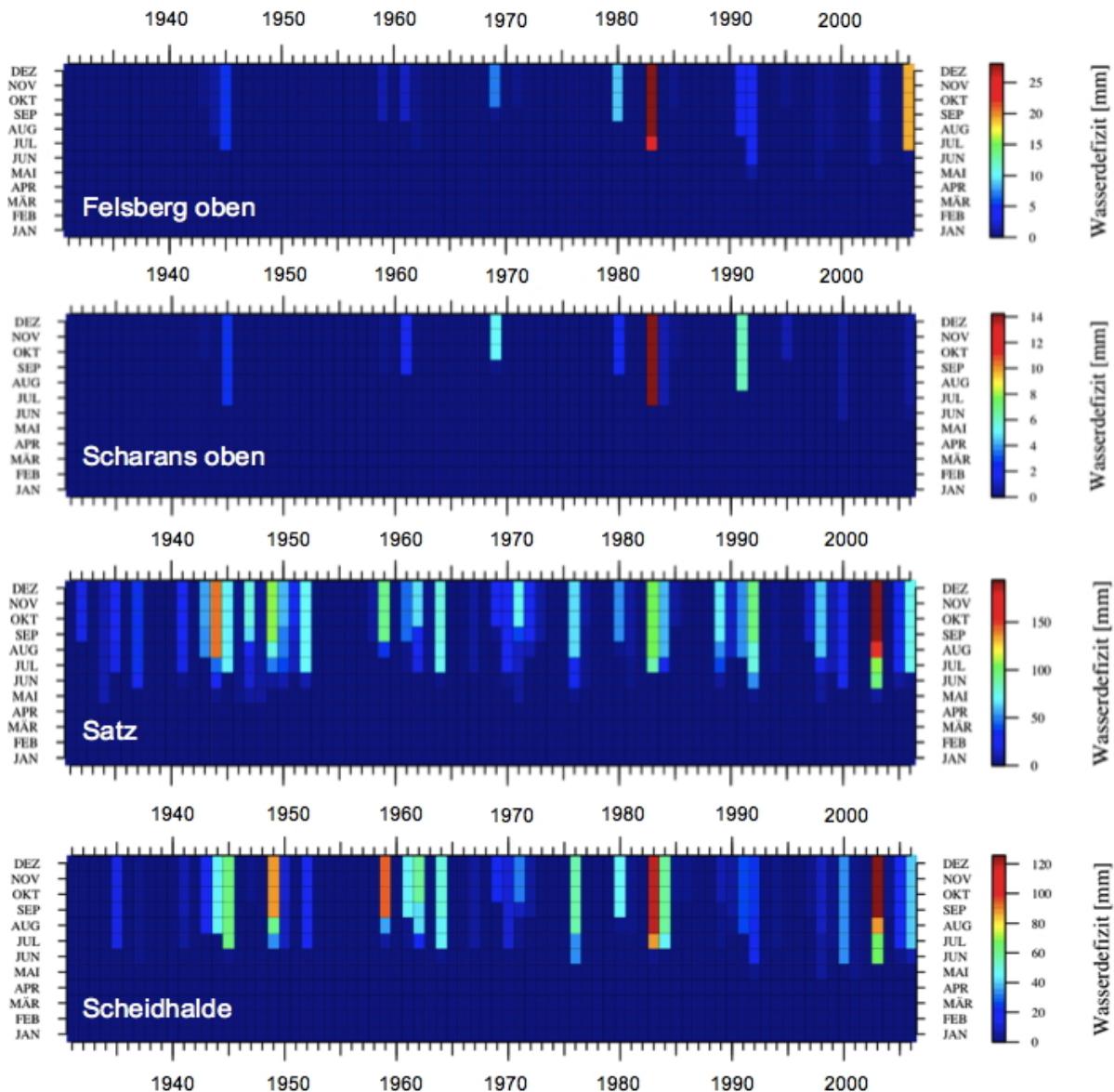


Abbildung 18. Jährlich kumulierte Wasserdefizite in Hochlage (Felsberg oben, Scharans oben) und Tieflage (Satz, Scheidwald) von 1931 bis 2006 (Grundmann 2011).

Vergleichen wir nun das Jahrringwachstum der heute noch lebenden Waldföhren mit demjenigen der abgestorbenen Waldföhren in den Jahren vor ihrem Tod (Abb. 19), dann stellen wir fest, dass bis 1976 beide Gruppen vergleichbar gewachsen sind. Danach fällt das Wachstum der später absterbenden, weniger vitalen Waldföhren allmählich ab. Die grössten Unterschiede zeigen sich jeweils nach Jahren mit sehr schlechtem Wachstum wie z.B. 1976, 1983, 1989, 1996, 1998, 2003 und 2006.

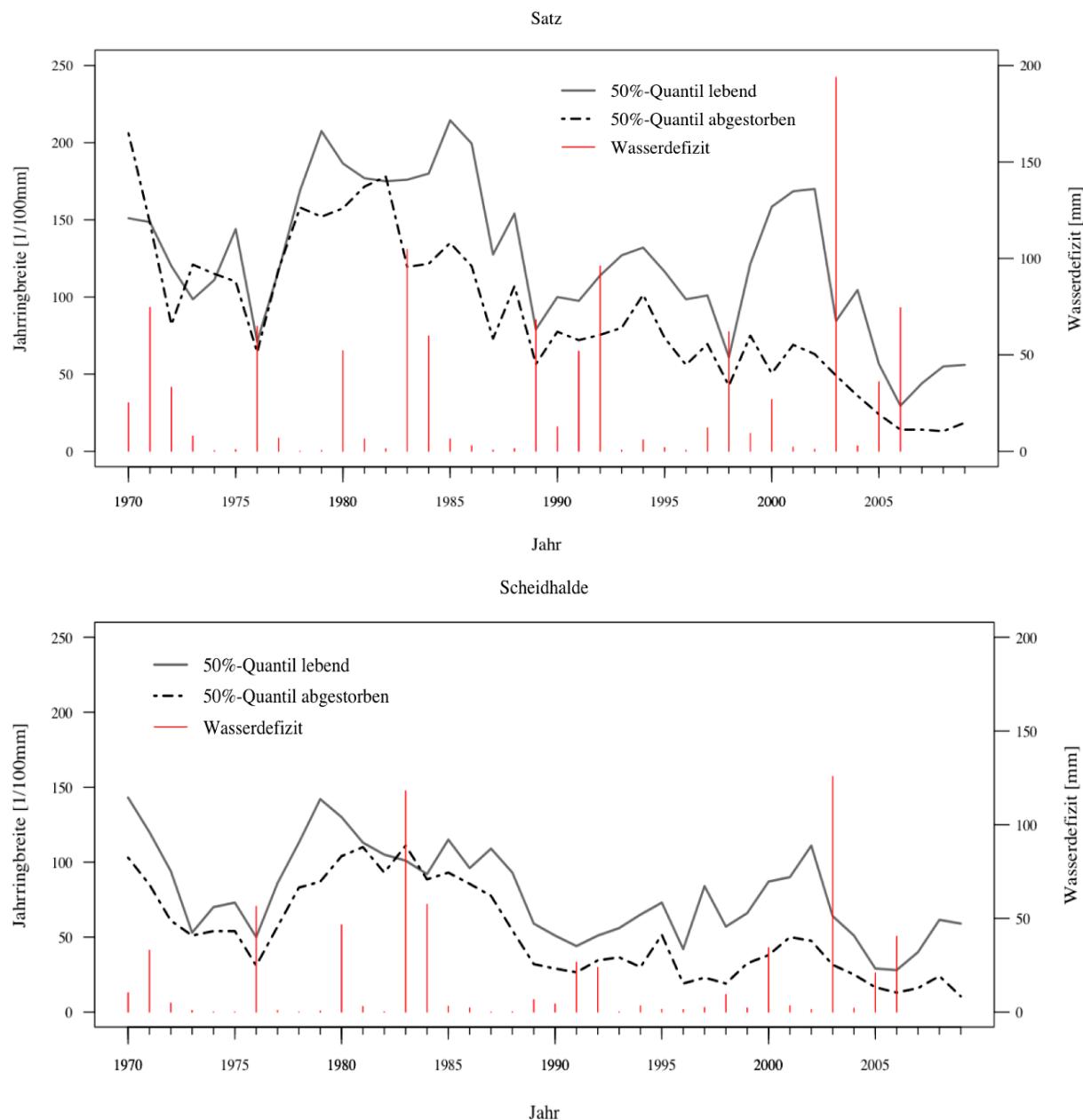


Abbildung 19. Vergleich des Wachstums der lebenden (ausgezogene Kurve) und abgestorbenen Waldföhren (gestrichelpunktete Kurve) der Standorte Satz und Scheidhalde mit den jährlichen Wasserdefiziten (rote Säulen) (Grundmann 2011).

4.4 Diskussion

Witterungseinfluss

Die sehr deutlichen Korrelationen zwischen den Jahrringbreitenserien und den Klimazeitreihen Zentraleuropas (Abb. 8) verdeutlichen, dass sich das Untersuchungsgebiet in den nördlichen Zwischenalpen, im Gegensatz zum kontinentalen Zentralwallis, im Einflussbereich des zentraleuropäischen Wettergeschehens befindet. Dies ist insofern von Bedeutung, als dass für die Abschätzung der zukünftigen Klimaprognosen eher auf diejenigen der Alpennordseite abgestützt werden sollte, mit voraussichtlich trockeneren Sommern bei gleichbleibenden Niederschlägen im Winter, und nicht auf jene der Alpensüdseite, welche massiv feuchtere

Winter voraussagen (CH2011 2011), wobei in der aktuellen Tendenz die jährlichen Niederschlagssummen leicht zunehmen (Kap. 2).

Wachstum

Die ältesten Bäume im Untersuchungsgebiet wurden generell in Hochlagenstandorten gefunden, und zwar speziell auf der Fläche Felsberg oben, wo die Lärchen über 400 Jahre überdauerten. Vergleichbare Resultate wurden auch im Wallis festgestellt (Rigling et al. 2004), wo die ältesten Wälder entweder in seit Jahrhunderten geschützten Schutzwäldern oder in abgelegenen und schwer zugänglichen Waldgebieten anzutreffen sind, wo die Holznutzung erschwert ist. Anderseits ist aber auch bekannt, dass Bäume aus warm-feuchten Tieflagen oft weniger alt werden können, da hier der Druck von Schadorganismen generell höher ist und die Bäume dadurch früher absterben als solche aus trocken-kalten Gebieten. Die grössten Wachstumsraten wurden in den mittleren Höhenlagen festgestellt. Auf den Hochlagenstandorten ist das Wachstum durch die Kürze der Vegetationszeit und die kühleren Verhältnisse eingeschränkt (Körner et al. 2005), während sich in den Tieflagen die häufig auftretende Trockenheit und die hohen Sommertemperaturen ungünstig auf das Jahrringwachstum auswirken dürften (Rigling und Cherubini 1999), was sich in den Analysen der Klima-Wachstums-Beziehungen klar bestätigt (Abb. 14–16).

Der Vergleich der indexierten Jahrringbreitenkurven (Abb. 10–13) bringt sowohl Unterschiede als auch Gemeinsamkeiten zwischen den Standorten und den Baumarten deutlich zum Vorschein: Bei den Lärchen der Hochlagen und teilweise der mittleren Lagen tritt phasenweise deutlich zyklisches Wachstum auf, was auf Lärchenwicklerfrass (*Zeiraphera diniana*) zurückgeführt werden kann. Interessanterweise sind die Zyklen in den letzten Jahrzehnten nicht mehr deutlich sichtbar, was auf ein Ausbleiben von Massenvermehrungen schliessen lässt (Büntgen et al. 2009). Generell kann festgestellt werden, dass das Wachstumssignal in den Hochlagen sehr homogen ist mit relativ geringen Differenzen zwischen den Standorten und Baumarten. Die das Wachstum beeinflussenden oder gar limitierenden Faktoren, also hauptsächlich die Sommertemperaturen, sind räumlich sehr ausgeglichen und in ihrer Wirkung auf die verschiedenen Baumarten stark gleichgerichtet. Im Gegensatz dazu sind in den Tieflagenstandorten die Wachstumsunterschiede grösser und die Bäume wachsen individueller. Dies deutet darauf hin, dass hier, neben der Trockenheit, verschiedene baumartenspezifische Einflussfaktoren auf das Baumwachstum wirken wie spezielle Schädlinge und Pathogene oder etwa die Föhren- und Weisstannenmistel (*Viscum spec.*).

Die Trockenjahre 1921, 1948, 1976 oder 2003 sind in den mittleren und tiefen Lagen gut an den durchwegs schmalen Jahrringen zu erkennen. Interessant ist der Fokus auf den Jahrhundertsommer 2003, welcher je nach Baumart und Standort sehr unterschiedliche Wachstumsreaktionen auslöste: Die Fichten der Tieflagen zeigten mit Abstand den massivsten Wachstumseinbruch von 2003 bis 2006. Auch Lärchen und Waldföhren zeigten Wachstumsreduktionen, jedoch weniger deutlich und zeitlich verzögert. Ein ähnliches, jedoch schwächeres Bild zeigt sich auch in den mittleren Höhenlagen. In den Hochlagen sind die Signale widersprüchlich und teilweise kaum sichtbar. Die beiden Weisstannenchronologien in Domat/Ems zeigen beide einen massiven Wachstumseinbruch im Trockenjahr 1976, hingegen nur eine schwache und verzögerte Reaktion auf 2003.

Klima-Wachstums-Beziehungen

Die Auswertungen der monatlichen Klima-Wachstums-Beziehungen (Abb. 14) machen grosse Unterschiede sichtbar bezüglich der Trockenheitswirkung entlang den Höhengradienten, aber auch zwischen den Höhengradienten und zwischen den Baumarten. Auf allen drei Gradienten zeigen die Hochlagenstandorte wenig bis gar keine Beeinträchtigung des Durchmesserrwachstums durch Trockenheit. Mit abnehmender Höhenlage nimmt der limitierende Einfluss von Trockenheit auf das Wachstum aber zu und erreicht in den Tallagen die schärfste Einschränkung, was mit vergleichbaren Untersuchungen im Wallis übereinstimmt (Affolter et al. 2010). Beim Vergleich der drei Gradienten scheinen die Standorte in Scharans am empfindlichsten gegenüber Trockenheit zu sein: In der mittleren Höhenlage zeigen alle drei Baumarten in Scharans die höchsten Korrelationswerte mit den meisten signifikanten Signalen, und auch in der Tieflage zeigt sich ein ähnliches Bild. Das andere Extrem ist der Gradient Domat/Ems, welcher in der mittleren Lage nur bei der Fichte und in der Tieflage nur bei Fichte und Waldföhre einige wenige signifikante Signale aufweist. Lärche und Weisstanne zeigen entlang dem ganzen Gradienten keine signifikanten Signale. Die flachgründigen Standorte mit geringer Wasserspeicherkapazität in Südlage zeigen sich also viel empfindlicher gegenüber Trockenheit als die tiefgründigen Standorte in Nordexposition.

Die Auswertungen der saisonalen Klima-Wachstums-Beziehungen veranschaulichen den positiven Einfluss hoher Sommertemperaturen auf das Jahrringwachstum in den Hochlagen mit hoch signifikanten Signalen für alle Baumarten auf allen Standorten mit Ausnahme der Fichten in Felsberg, welche kein Signal zeigen. In den Tieflagen sind mehrheitlich negative Korrelationen feststellbar, was auf Hitzestress hindeutet. Ausnahmen sind die Lärchen und Weisstannen der kühlen, nordexponierten Standorte von Domat/Ems, welche signifikant positive Signale aufweisen: Warme Sommer wirken also auf diesen Standorten wachstumsstimulierend. Im Falle des Trockenheitsindexes (PDSI) sehen wir wiederum tendenziell negative Korrelationen in den Hochlagen (Stimulation bei trocken-warmen Verhältnissen). In den mittleren und tiefen Lagen zeigt sich ein sehr konsistentes Bild mit teilweise sehr hohen positiven Korrelationen, also mit negativem Effekt von Sommertrockenheit auf das Baumwachstum. Ausnahmen sind wiederum die Lärchen und Weisstannen von Domat/Ems auf Standorten mit guter Wasserversorgung.

Extreme Trockenjahre

Die Analyse der 10 extremsten Trockenjahre (Abb. 16) zeigt erwartungsgemäss kein klares Muster in den Hochlagen und auch nicht bei den Standorten von Domat/Ems. Auf den mittleren und tiefen Standorten der Gradienten Felsberg und Scharans hingegen bricht das Wachstum im Trockenjahr ein und es bleibt für zwei Jahre (mittlere Standorte) respektive mindestens vier Jahre (Tieflagen) auf tiefem Niveau. Der negative Effekt eines extremen Trockenjahrs auf die gestressten Bäume auf den südexponierten, flachgründigen Standorten mit geringem Wasserspeichervermögen ist offenbar derart massiv, dass die Bäume mehrere Jahre brauchen, um sich davon zu erholen. Dies stimmt mit den Untersuchungen von (Bigler et al. 2006) in den Walliser Waldföhrenwäldern überein, die zeigen, dass Trockenjahre zu massiven Wachstumseinbrüchen führen können und im Falle von mehreren aufeinanderfolgenden Trockenjahren die Absterbewahrscheinlichkeit signifikant erhöhen.

Betrachten wir die Wachstumsreaktionen auf die zehn Jahre mit feuchtesten Sommern, dann sehen wir bei den Baumarten auf den südexponierten, trockenen Gradienten Felsberg und

Scharans eine Stimulation des Wachstums im Extremjahr und in den darauf folgenden drei Jahren.

Absterbedynamik

Der letzte sichtbare Jahrring eines toten Baumes gibt an, dass in diesem Jahr der Baum noch gelebt haben muss. Es ist aber auch möglich, dass besonders gestresste Bäume, obwohl noch lebend, auf Bohrhöhe keine Jahrringe mehr anlegen können. Es ist daher denkbar, dass der effektive Absterbezeitpunkt später ist als aufgrund der Jahrringe datiert. Die Resultate (Abb. 17) sind aber eindeutig und lassen das Jahrhundert-Trockenjahr 2003 und die darauf folgenden Trockenjahre als Auslöser für die auffälligen Absterbeprozesse vermuten: Während in den Jahren 1997 bis 2003 etwa 1 Baum pro Aufnahmefläche abgestorben war, stellen wir in den beiden Jahren nach 2003 einen sprunghaften Anstieg abgestorbener Bäume um Faktor 4 bis 5 fest. Im dritten bis sechsten Jahr nach dem Trockenjahr sind die Absterberaten immer noch rund doppelt so hoch wie davor.

In den beiden Hochlagenstandorten wurden keine abgestorbenen Waldföhren gefunden. Da die Bestände grundsätzlich bewirtschaftet werden, ist aber nicht auszuschliessen, dass abgestorbene Bäume durch Nutzung entnommen wurden. Aufgrund des guten Vitalitätszustandes der Bäume und des Fehlens von Stöcken gehen wir davon aus, dass es hier keine ausserordentlichen Mortalitätsprozesse gab, was noch von den zuständigen Förstern bestätigt werden muss. Die Auswertung der Wasserdefizite (Abb. 18) liefert weitere Hinweise dafür, dass Trockenheit ein auslösender Faktor für Baummortalität sein kann: In den Hochlagen sind so gut wie keine aussergewöhnlichen Trockenheitsphasen aufgezeichnet, wogegen in der Tieflage regelmässig Wasserdefizite von mehr als 80 mm auftreten. Neben einzelnen extremen Trockenheiten in den Jahren 1944, 1945, 1949, 1959, 1976, 1983 und 2003 gibt es markante Häufungen von Trockenjahren in den 1940er- und 1960er-Jahren und nach 2003. Ebenso gibt es auch relativ feuchte Phasen von mehreren Jahren, wie z.B. 1930–1942, 1953–1958, 1965–1975 und 1993–2002. Vergleichen wir den Wachstumsverlauf der heute noch lebenden und der abgestorbenen Bäume vor ihrem Tod mit dem Auftreten der Trockenjahre, dann können wir feststellen, dass nach dem extremen Trockenjahr 1976, welches in ganz Zentraleuropa in den Jahrringen als sehr schmales Jahr auftritt (Vogel und Schweingruber 2001), das Wachstum der später absterbenden Waldföhren allmählich abfällt. Die Schere im Wachstum zwischen den beiden Baumgruppen öffnet sich meist nach dem Auftreten von weiteren Trockenjahren wie 1983, 1989, 1998, 2003 und 2006. Während sich die vitaleren und gut wachsenden Waldföhren nach dem Trockenjahr jeweils rasch erholen und im Wachstum wieder zulegen können, bleiben die schlecht wachsenden Bäume immer mehr zurück. Dies stimmt mit den Absterbeprozessen in den Waldföhrenwäldern im Wallis überein, wo gezeigt werden konnte, dass Trockenjahre zu einer stufenweisen Reduktion der Vitalität der Waldföhren führt. Diese werden in der Folge anfälliger auf weitere nachfolgende Stressfaktoren wie Schadinsekten, Pathogene und die Föhrenmistel, welche letztlich die durch Trockenheit geschwächten Bäume zum Absterben bringen (Rigling et al. 2006).

5 Kronenzustand und Stammzuwachs

Matthias Dobbertin (†) und Matthias Arend

5.1 Zielsetzung

Entlang von drei Höhengradienten an den Standorten Felsberg, Domat/Ems und Scharans wurden die klimatisch bedingten Wachstumsgrenzen von Waldföhre und Fichte untersucht, wobei die Buche, Weisstanne und Lärche an diesen Standorten punktuell miteinbezogen werden konnten. Auf den insgesamt neun Untersuchungsflächen wurden in den Jahren 2010–2012 der Kronenzustand und in den Jahren 2011–2012 der saisonale Dickenzuwachs des Stammes aufgenommen. Folgende Fragen sollten mit diesen Untersuchungen beantwortet werden:

- Welchen Einfluss haben Witterungsfaktoren auf die Vitalität und das Wachstum der untersuchten Baumarten?
- Welche Vitalitäts- und Wachstumsmerkmale ändern sich entlang den drei Höhengradienten?
- Wie unterscheiden sich die Baumarten in ihren Vitalitäts- und Wachstumsmerkmalen entlang den Höhengradienten und ihrer Reaktion auf Witterungseinflüsse?

Die Beantwortung dieser Fragen ermöglicht es, die direkten und indirekten Folgen von sich ändernden Temperaturen und länger anhaltender Trockenheit aufzuzeigen. Damit können wichtige Rückschlüsse auf das zukünftige Verhalten von Baumarten des Bündner Waldes unter den Bedingungen des Klimawandels gezogen werden.

5.2 Beobachtungsflächen und Messungen

In den Untersuchungsflächen von Felsberg, Domat/Ems und Scharans (Abb. 1 und Tab. 1, Kap. 1) wurden bei allen nummerierten Bäumen ($BHD > 12\text{ cm}$) sowohl Wuchsform als auch Schäden begutachtet. Klimastationen in unmittelbarer Nähe der Untersuchungsfläche (Abb. 1, Kap. 1) zeichneten die Witterungsverhältnisse in den Jahren 2011 und 2012 auf und dienten zur genauen Beobachtung klimatischer Unterschiede zwischen den unteren, mittleren und oberen Höhenstufen (Kap. 2).

Auf allen neun Untersuchungsflächen wurde bei Altbäumen der Kronenzustand und das saisonale Dickenwachstum des Stammes erfasst. Der Kronenzustand wurde im Spätsommer/Herbst 2010–2012 bei mitherrschenden bis dominanten Bäumen erhoben. Dazu wurde die prozentuale Kronenverlichtung beurteilt, d.h. die Abweichung des Benadelungs-/Belaubungsgrads eines Baumes von derjenigen eines vollständig benadelten/belaubten Referenzbaumes. Diese Erhebung orientiert sich methodisch an den landesweit durchgeführten Sarnsilva-Inventuren der Eidgenössischen Forschungsanstalt WSL (Brang 1998). Zusätzlich zur Beurteilung der Kronenverlichtung wurde der Befall der Krone mit Misteln erfasst, um mögliche Zusammenhänge zwischen Baumvitalität (Kronenzustand) und diesem im Rheintal häufig beobachteten Befallsbild aufzudecken. Das saisonale Dickenwachstum des Stammes wurde in den Jahren 2011 und 2012 mittels Umfangmessbändern gemessen, die von Frühjahr bis Herbst alle 2 bis 4 Wochen abgelesen wurden. Pro Untersuchungsfläche tragen jeweils 10 ausgesuchte Bäume einer Art solche Umfangmessbänder. Ausnahme war die mittlere und obere Höhenstufe des Standorts Felsberg, wo weniger Bäume von Waldföhre und Lärche aufgenommen werden konnten.

5.3 Resultate

Kronenzustand 2010–2012

Der Kronenzustand als Zeiger der Baumvitalität wurde anhand der Kronenverlichtung beurteilt (Abb. 20). Diese war in den Jahren 2010–2012 tendenziell am stärksten am Standort Felsberg, wo insbesondere die Waldföhre starke Verlichtungen der Krone bis zu über 40% zeigte. Am Standort Domat/Ems war die Kronenverlichtung der dort untersuchten Baumarten tendenziell am schwächsten ausgeprägt. Witterungsbedingte Unterschiede im Kronenzustand zwischen den Jahren 2011 und 2012 und den drei Höhenstufen waren aufgrund der hohen Variabilität der einzelnen Beobachtungen nicht eindeutig feststellbar. Ausnahme war eine leichte Zunahme der Kronenverlichtung bei der Waldföhre nach der starken Frühjahrtrockenheit 2011 auf der unteren Höhenstufe des Standorts Felsberg sowie auf der unteren und mittleren Höhenstufe des Standorts Scharans. Eine weitere Ausnahme war eine stärkere Kronenverlichtung der Fichte auf der mittleren und höheren Höhenstufe am Standort Felsberg, was aber vermutlich auf das höhere Alter dieser Bäume und der damit einhergehenden Reduktion des Benadelungsgrads zurückzuführen ist.

Auf der unteren Höhenstufe in Felsberg, Domat/Ems und Scharans sind auffällig viele Waldföhren von Misteln befallen. Am stärksten ist der Befall am Standort Felsberg, wo zwei von drei Föhren der Bestandesschicht Misteln aufweisen und einige von ihnen sehr stark befallen sind. In den unteren Höhenlagen der Standorte Domat/Ems und Scharans ist jede zweite bzw. jede vierte Waldföhre von Misteln besetzt. In Domat/Ems weist zwar auch jede dritte Weisstanne Misteln auf, jedoch scheint der Befall insgesamt schwächer zu sein als bei der Föhre. Auffällig ist, dass die Kronenverlichtung auf Bäumen mit mittlerem und starkem Mistelbefall zwischen 2010 und 2011 (trockenster Frühling seit Beginn der Messung) stärker zugenommen hat als auf Bäumen mit geringem oder keinem Mistelbefall (Abb. 21).

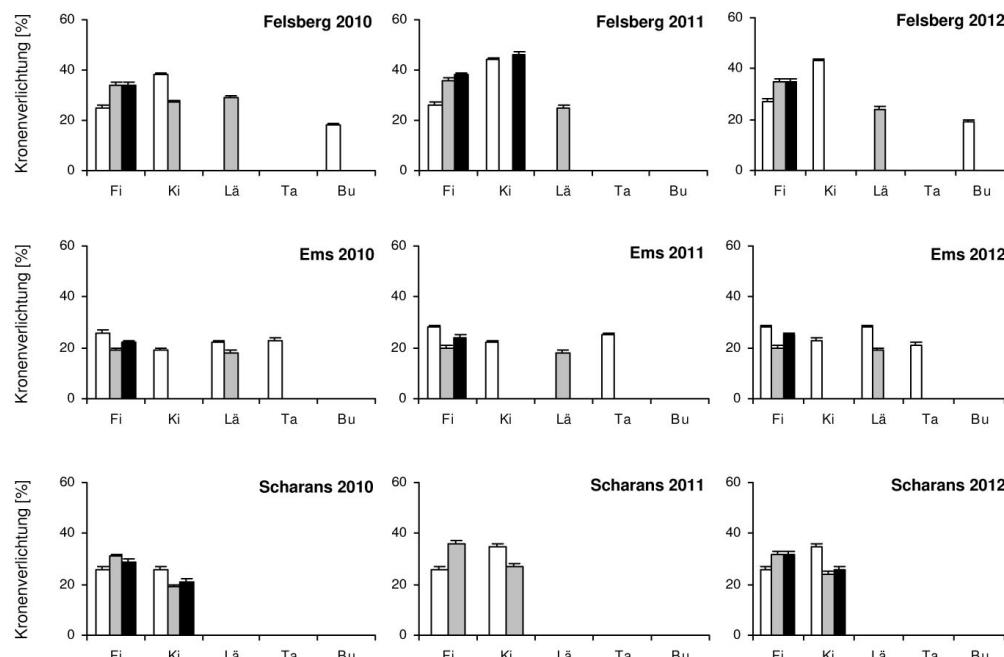


Abbildung 20. Kronenverlichtung (Mittelwerte ± Standardfehler) von Fichte, Waldföhre, Lärche, Weisstanne und Buche an den Standorten Felsberg, Domat/Ems und Scharans in den Jahren 2010–2012. Die Erhebung wurde auf den (○) unteren, (◑) mittleren und (●) oberen Höhenstufen durchgeführt. Fi Fichte, Ki Waldföhre, Lä Lärche, Ta Weisstanne, Bu Buche.

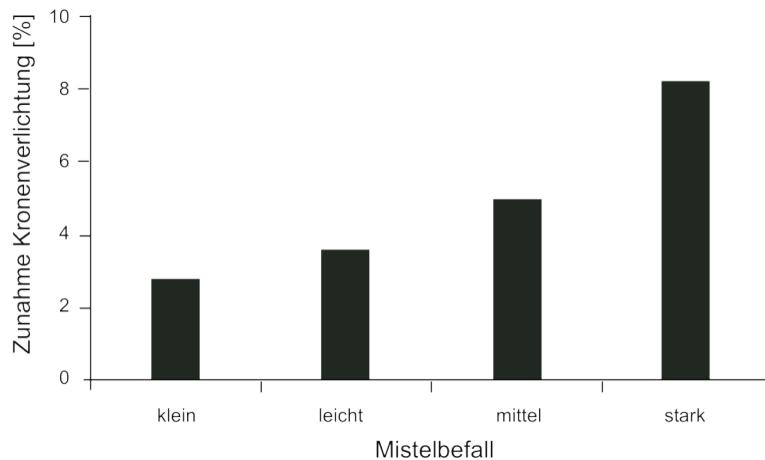


Abbildung 21. Prozentuale Veränderung der Kronenverlichtung von 2010 auf 2011 bei den Föhren in der unteren Höhenlage des Standorts Felsberg in Abhängigkeit vom Mistelbefall [Originaldaten unauffindbar; daher keine Fehlerbalken eingezeichnet].

Saisonaler Stammzuwachs 2011–2012

Der saisonale Stammzuwachs wurde in den Jahren 2011 und 2012 auf allen drei Höhenstufen der Standorte Felsberg, Domat/Ems und Scharans erfasst (Abb. 22–24). Da nicht alle der untersuchten Baumarten im Hauptbestand der jeweiligen Standorte bzw. Höhenstufen vorkommen, sind Zuwachsdaten nicht überall für jede Baumart mit einer ausreichenden Anzahl pro Baumart verfügbar. Dies betrifft Buche, Weisstanne und Lärche, die nur punktuell in die Aufnahmen einbezogen werden konnten.

Der Beginn des Stammzuwachses war im Jahr 2011 nicht genau feststellbar, da zum Teil erst spät mit dem Ablesen begonnen werden konnte. Zudem führte im Jahr 2011 die starke Frühjahrstrockenheit zu einem Zusammenziehen der Rinde und damit zu einer Abnahme des Stammdurchmessers. Diese «negative» Durchmesserentwicklung des Stammes war vor allem bei Baumarten mit einer dicken Rinde zu beobachten (Waldföhre, Lärche). Bei Buche und Weisstanne war dagegen kein durch Trockenheit verursachtes Schrumpfen der Rinde bzw. des Stammdurchmessers festzustellen.

Insgesamt zeigte sich der saisonale Stammzuwachs beim Vergleich der verschiedenen Standorte, Höhenstufen, Baumarten und Untersuchungsjahre als sehr variabel. Wichtigster Einflussfaktor war die unterschiedliche Witterung im Frühjahr der beiden Untersuchungsjahre. So führte die starke Frühjahrstrockenheit im Jahr 2011 zu einer erheblichen Reduktion des gesamten saisonalen Stammzuwachses und in vielen Fällen sogar zu einer negativen Durchmesserentwicklung aufgrund des Zusammenziehens der Baumrinde. Dies war vor allem am Standort Felsberg zu beobachten, wo mit Ausnahme der Buche alle untersuchten Baumarten (Fichte, Waldföhre, Lärche) einen sehr geringen oder negativen Durchmesserzuwachs zeigten. Dieser Effekt war in Felsberg weitestgehend unabhängig von der jeweiligen Höhenstufe. An den Standorten Domat/Ems und Scharans war der Einfluss der Frühjahrstrockenheit weniger stark ausgeprägt, wobei Unterschiede zwischen den einzelnen Baumarten auffällig sind. So zeigte z.B. die Fichte am Standort Domat/Ems einen vergleichsweise wenig beeinträchtigten Stammzuwachs, während die Waldföhre und die Lärche (in der unteren Höhenstufe) keinen oder sogar einen negativen Durchmesserzuwachs zeigten. Im Jahr 2012 war bei keiner der untersuchten Baumarten und auf keinem Standort und keiner Höhenstufe eine negative Entwicklung des Stammdurchmessers zu beobachten. Die saisonalen Zuwachsraten waren deutlich höher als im Vorjahr 2011.

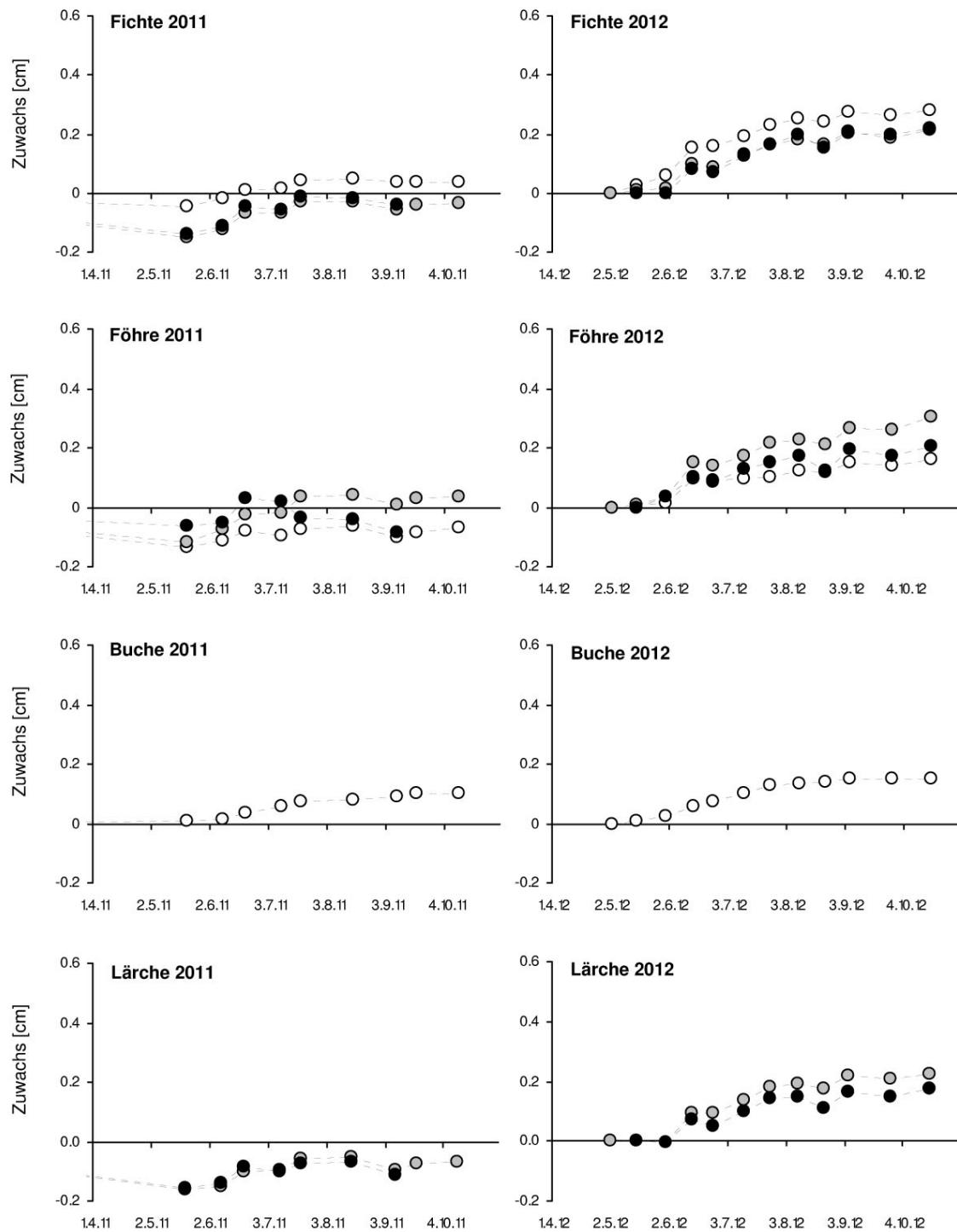


Abbildung 22. Mittlerer saisonaler Stammzuwachs von Fichte, Waldföhre, Buche und Lärche am Standort Felsberg in den Jahren 2011 und 2012. Zuwachsmessungen in den (○) unteren, (□) mittleren und (●) oberen Höhenlagen.

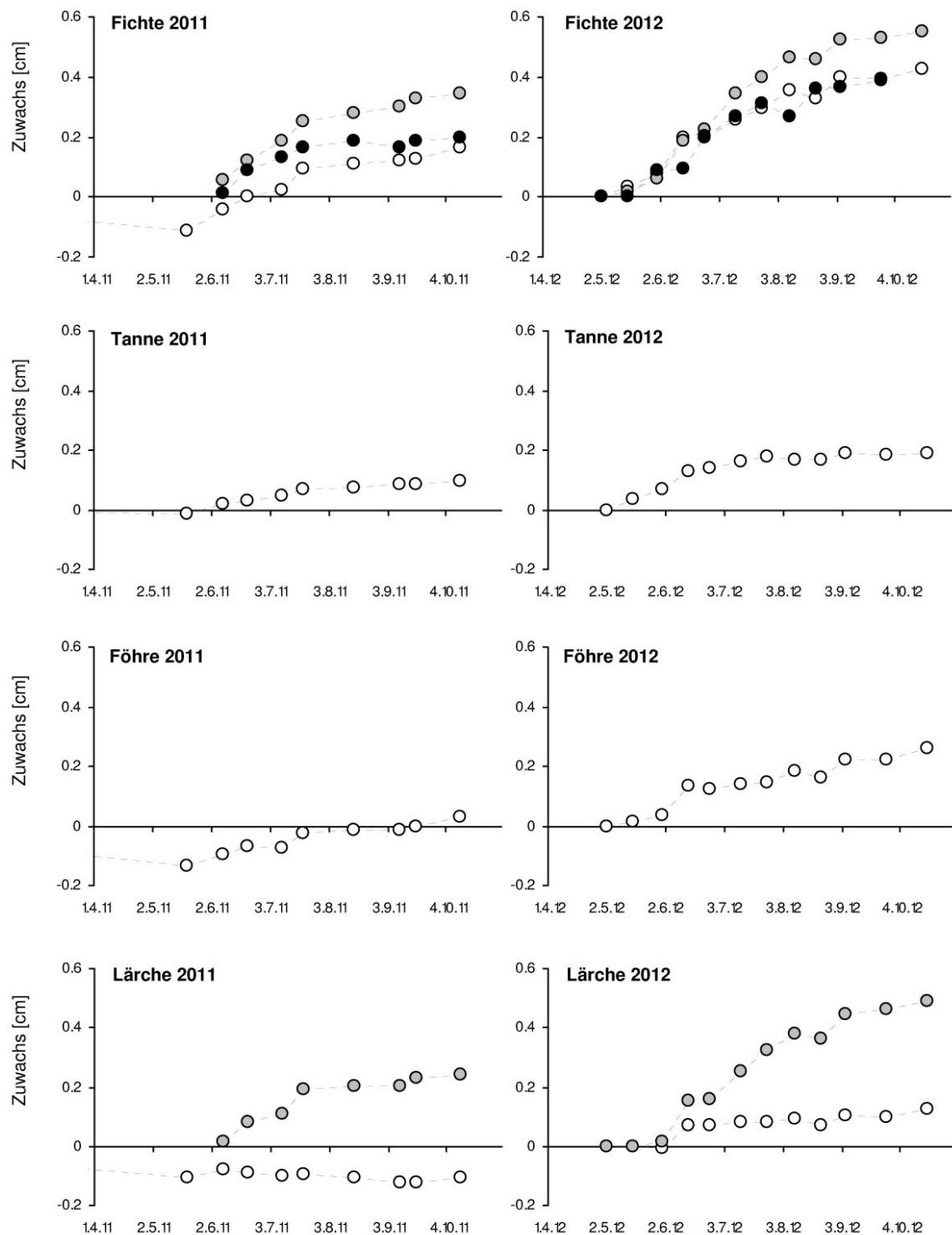


Abbildung 23. Mittlerer saisonaler Stammzuwachs von Fichte, Weisstanne, Föhre und Lärche am Standort Domat/Ems in den Jahren 2011 und 2012. Zuwachsmessungen in den (○) unteren, (◐) mittleren und (●) oberen Höhenlagen.

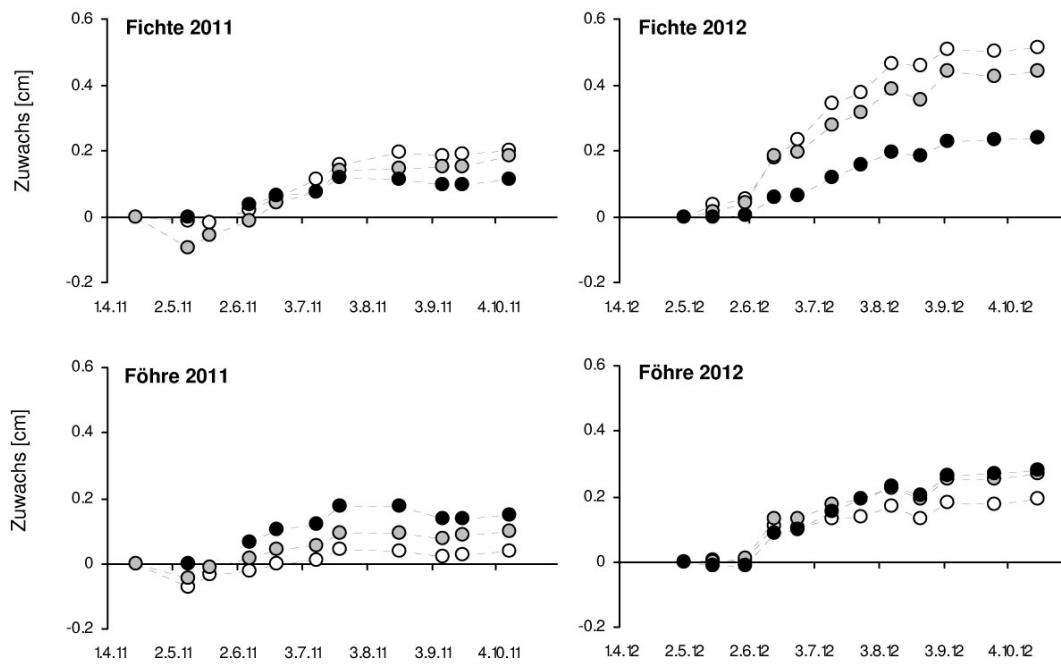


Abbildung 24. Mittlerer saisonaler Stammzuwachs von Fichte und Föhre am Standort Scharans in den Jahren 2011 und 2012. Zuwachsmessungen in den (○) unteren, (○) mittleren und (●) oberen Höhenlagen.

5.4 Diskussion

Kronenverlichtung als Indikator von Witterungsunterschieden

Nur bei der Waldföhre konnte ein gewisser Einfluss von Witterungsunterschieden (Frühjahrtrockenheit 2011) zwischen den Untersuchungsjahren beobachtet werden. Bei den anderen untersuchten Baumarten war kein eindeutiger Einfluss der Witterung und/oder Klimaunterschiede (unterschiedliche Temperatur auf den drei Höhenstufen) auf den Kronenzustand nachweisbar. Allerdings waren nicht alle Baumarten in jeder Höhenstufe in einer ausreichenden Anzahl und in vergleichbarer Altersstruktur vertreten. Somit lassen sich mit den für den Zeitraum 2010–2012 verfügbaren Daten zum Kronenzustand noch keine allgemein gültigen Aussagen zum Einfluss von Witterung und Klima auf die Vitalität der untersuchten Baumarten treffen. Eine Fortführung der Erhebungen erscheint notwendig, um auch stärkere Witterungsextreme (anhaltende Sommertrockenheit und Hitze) in die Beobachtungen einzuschliessen und längerfristige Veränderungen der Baumvitalität zu erfassen. So lässt sich z.B. die stärkere Kronenverlichtung von Waldföhren in Felsberg sehr gut mit den klimatisch extremeren Bedingungen an diesem sehr steilen und sonnenexponierten Standort erklären. Die hier durch die hohe Sonneneinstrahlung verstärkte Trockenheit und die etwas höheren Temperaturen (siehe Abb. 3, Kap. 2) sind sehr wahrscheinlich als Ursache für den schlechteren Kronenzustand der Waldföhre an diesem Standort anzusehen.

Mistelbefall

Starker Mistelbefall trägt zusammen mit anderen Faktoren (z.B. Trockenheit) zu einem weiteren Vitalitätsverlust des Baumes bei (Rigling et al. 2010). So schreitet bei Bäumen mit Misteln die Kronenverlichtung rascher voran als bei Bäumen ohne. Selbst innerhalb eines Jahres war dieses Fortschreiten in Felsberg bei Bäumen mit Misteln festzustellen. Damit bestä-

tigen sich Untersuchungsergebnisse aus dem Wallis auch für die Waldföhren im Rheintal: Besonders nach ausgeprägten Trockenperioden, wie im Frühjahr 2011, verlichten die Föhren mit mittlerem bis starkem Mistelbefall stärker als solche mit wenig oder ohne Misteln. Im Wallis starben solche Bäume zwei- bis dreimal häufiger nach Trockenjahren ab.

Stammzuwachs

Das negative Wachstum, das wir 2011 während der starken Frühjahrstrockenheit 2011 bei der Föhre und der Lärche feststellten, gilt als ein typisches Anzeichen einer mangelnden Wasserverfügbarkeit (z.B. Ehrenberger et al. 2012), besonders bei Bäumen mit dicker Rinde. Im Vergleich aller Baumarten reagierte der saisonale Stammzuwachs von Waldföhre und Lärche generell am empfindlichsten auf die Frühjahrstrockenheit 2011. So zeigten diese Baumarten an den Standorten Felsberg und Domat/Ems eine negative Durchmesserentwicklung oder nur einen minimalen Durchmesserzuwachs. Ausnahme war die mittlere Höhenstufe des Standorts Domat/Ems, wo die Lärche noch einen deutlichen Stammzuwachs aufwies. Im Gegensatz zu Waldföhre und Lärche war der Stammzuwachs von Weisstanne und Buche nur wenig durch die Frühjahrstrockenheit 2011 beeinträchtigt. Allerdings sind für diese beiden Baumarten nur Daten von je einem Standort und je einer Höhenstufe verfügbar, sodass der Vergleich mit den anderen Baumarten nur bedingt möglich ist. Dennoch sind diese Ergebnisse unerwartet, da Buche und Weisstanne im Vergleich zu den anderen Baumarten als weniger tolerant gegenüber Trockenheit gelten (Mayer 1992; Ellenberg 1996; Michiels et al. 2009). Die Fichte war in Abhängigkeit vom Standort und der Höhenlage unterschiedlich stark von der Frühjahrstrockenheit betroffen. In Felsberg zeigte sie wie Waldföhre und Lärche nur minimale Zuwächse oder negative Durchmesserentwicklungen, während sie in Domat/Ems und Scharans einen deutlichen Stammzuwachs hatte. Dieser war aber im Vergleich zum Folgejahr 2012 erheblich reduziert.

5.5 Fazit

Allgemeine Aussagen zum Einfluss der Höhenstufe (Temperatureffekt) auf den saisonalen Stammzuwachs und zu möglichen Interaktionen mit Witterungseinflüssen (Frühjahrstrockenheit 2011) sind anhand der nur für zwei Jahre vorliegenden Daten schwierig, da einerseits noch keine generell gültigen Reaktionsmuster beobachtbar waren und anderseits nicht alle Baumarten in jeder Höhenlage in ausreichender Anzahl und vergleichbarer Altersstruktur vertreten sind. Nur bei der Fichte konnte in Scharans eine deutliche Zunahme des saisonalen Stammzuwachses mit zunehmender Temperatur bzw. abnehmender Höhe beobachtet werden. In Domat/Ems war der Stammzuwachs der Lärche auf der mittleren Höhenstufe deutlich höher und weniger beeinflusst durch die Frühjahrstrockenheit 2011 als auf der unteren Höhenstufe. Bei den anderen Baumarten und auf den anderen Untersuchungsflächen war kein Einfluss der Temperatur/Höhenstufe auf das Wachstumsverhalten bei Trockenheit feststellbar. Solche Temperatur-/Höheneffekte sind im Alpenraum im Zusammenhang mit der prognostizierten Zunahme der mittleren Jahrestemperaturen und der Abnahme von Sommerniederschlägen von grossem Interesse. Im Hinblick auf die Frage, wie sich eine extreme Trockenperiode in verschiedenen Höhenlagen auf den Kronenzustand auswirkt und welche Auswirkungen ein solches Extremereignis auf das weitere Wachstum bei verschiedenen Bäumen haben kann, bedarf es jedoch langfristiger Beobachtungen. Die Zeitspanne, die wir

im BüWaK-Projekt abdeckten, reicht für aussagekräftigere Schlussfolgerungen noch nicht aus.

6 Befallsrisiko von Waldföhren durch Borkenkäfer

Beat Wermelinger und Doris Schneider Mathis

6.1 Fragestellung und Ziel

Alle Szenarien der künftigen Klimaentwicklung zeigen ansteigende Temperaturen und zunehmende Sommertrockenheit, letztere v.a. in der zweiten Hälfte dieses Jahrhunderts (CH2011 2011). Diese beiden Umweltparameter werden auch für potenzielle Schädlinge unter den holz- und rindenbewohnenden Insekten relevant sein. Einerseits ist die Temperatur über einen grossen Bereich direkt proportional zur Entwicklungsgeschwindigkeit und zur Reproduktion von Borkenkäfern und Insekten allgemein (Wermelinger und Seifert 1998; Wermelinger und Seifert 1999), anderseits könnte die Abwehrkraft von (Nadel-)Bäumen gegen solche Insekten durch die temperaturbedingt höhere Verdunstungsrate der Bäume und die geringeren Niederschläge vermindert werden. Dies bedeutet, dass potenzielle Schädlinge sich schneller entwickeln können und in hohen Populationsdichten auf Wirtsbäume mit herabgesetzter Widerstandskraft treffen könnten. Allerdings werden auch natürliche Feinde (v.a. räuberische und parasitische Insekten) von den höheren Temperaturen profitieren. Ob und wie die Wechselwirkungen dieses sensitiven Systems «Wirtsbäum – Schadorganismus – Antagonist» auf die veränderten Klimaparameter reagieren werden, ist jedoch sehr schwierig abzuschätzen (Hance et al. 2007; Thomson et al. 2010).

Um den Effekt von zunehmenden Temperaturen auf das Befallsrisiko von Waldföhren abzuschätzen, wurden in dieser Untersuchung Höhengradienten als Proxy für Klimaveränderungen benutzt. Dazu wurden entlang von Höhentransekten folgende Fragen untersucht:

- Wie verändern sich die Artenzusammensetzung und die Befallsdichte von holz- und rindenbewohnenden, potenziellen Schadinsekten mit zunehmender Höhe?
- Wie verändern sich das Spektrum und die Dichte von räuberischen und parasitischen Insekten mit zunehmender Höhe? Sind die Veränderungen analog zu denjenigen der Schadinsekten?
- Ist der Harzfluss als Abwehr der Föhre gegen Schadorganismen von der Höhe abhängig?

Das im Kanton Graubünden untersuchte Gebiet im Domleschg/Churer Rheintal ist Teil einer grösseren Untersuchung der WSL in inneralpinen Trockentälern mit weiteren Untersuchungsgebieten im Wallis und im Aostatal. Weil die Untersuchungen im Kanton Graubünden ein Jahr später begannen, stehen bei den Insektenbestimmungen im Moment nur Ergebnisse aus den anderen Gebieten zur Verfügung. Da die Methodik in allen drei Gebieten identisch ist, werden sich die vollständigen Datensätze gut miteinander vergleichen lassen.

6.2 Methoden

Im Herbst 2009 wurden in Wäldern mit Waldföhren (*Pinus sylvestris*) je drei Standorte der beiden südexponierten Gradienten Felsberg (800, 1300, 1600 m ü. M.) und Scharans (900, 1200, 1700 m ü. M.) ausgewählt. An den sechs Standorten fanden Insekten- und Harzerhebungen statt (Abb. 1, Kap. 1).

Insekten

Da im Herbst 2009 aus verschiedenen Gründen keine Fangbäume gelegt werden konnten, begannen die Insekten-Untersuchungen ein Jahr später als die Parallel-Versuche im Wallis

und in Aosta. Jeweils im Herbst 2010 und 2011 wurden auf jeder Höhenstufe vier Bäume als Fangbäume für Insekten ausgewählt. Die Kronen wurden auf ihre Verlichtung taxiert und die Bäume vor Wintereinbruch von den lokalen Forstdiensten gefällt. Die Stämme wurden in der Mitte entzweigeschnitten, wodurch sie bis zur Besiedlung im nächsten Frühjahr etwas an trocknen konnten und damit ideal für den Befall durch Frischholz-Insekten waren. Jeweils im folgenden Frühling wurden die Stämme u.a. von verschiedenen Käferarten und ihren natürlichen Feinden besiedelt. Wir erhielten somit Proben aus den Besiedlungsjahren 2011 und 2012 (2012 ohne Scharans, unterer Standort). Von jedem Baum wurden anfangs Sommer zwei befallene Stamm- und zwei Aststücke à 80 cm als Proben herausgesägt. Anfangs und Ende Juni holten wir je eine Hälfte der Proben an die WSL. Diese gestaffelte Probenahme ermöglichte die Erfassung der grösstmöglichen Artenzahl, nämlich sowohl die früh aus den Fangbäumen schlüpfenden Arten als auch die spät fliegenden Besiedler der Fangbäume (z.B. Holzwespen). Um die Insekten aller Gradienten kontrolliert ausschlüpfen lassen zu können, wurden zusätzliche, sogenannte Photo-Eklektorschränke beschafft (Abb. 25). Die Stamm- und Aststücke wurden in diese Schlupffallen gestellt. Nach dem Ausschlüpfen streben die Insekten ans Licht und gelangen so in Fangdosen. Diese wurden monatlich geleert und die Insekten bis zur Bestimmung in Alkohol überführt. Die Stamm- und Aststücke wurden genau vermessen und verblieben jeweils ein Jahr in den Eklektoren, um auch im Stamm überwinternde Arten zu erfassen. So befinden sich die Proben von 2012 immer noch im Versuch. Sie werden zudem bis Sommer 2014 belassen, um auch Arten mit zweijähriger Entwicklungszeit zu erfassen.



Abbildung 25. Eklektorkästen (= Schlupffallen) zum Ausbrüten von Insekten aus Föhren-Stammstücken.

Von den ausgeschlüpften Insekten wurden vor allem die Borken-, Pracht-, Bock- und Rüsselkäfer sowie ihre Antagonisten untersucht. Die Bestimmungsarbeiten der Zehntausenden von Insekten sind sehr aufwändig und noch im Gange. Die Bestimmungen erfolgen grösstenteils intern; gewisse Spezialgruppen wie parasitische Wespen und räuberische Fliegen werden im Auftrag extern bestimmt.

Für diesen Bericht stehen die ersten Bestimmungen von den ein Jahr früher begonnenen Untersuchungen aus dem Wallis und Aostatal zur Verfügung sowie die Individuenzahlen der natürlichen Feinde von Borkenkäfern des ersten Jahres von allen Gradienten.

Harzfluss

Für die Beurteilung des Abwehrvermögens von Bäumen gegen Insektenbefall wurde ihr Harzfluss gemessen. Dazu wurde auf der N- und S-Seite jedes Messbaumes mit einem Stanzeisen ein kleines Loch von 13 mm in die Rinde gestanzt und ein Röhrchen montiert (Abb. 26). Dabei wurde darauf geachtet, dass einerseits das Kambium vollständig entfernt wurde und anderseits das Xylem unverletzt blieb (Karsky et al. 2004). Das austretende Harz konnte während 24 Stunden ins Röhrchen fliessen. Danach wurden die Röhrchen entfernt und das Harz im Labor gravimetrisch bestimmt. Diese Messungen erfolgten im Juni 2010 an 36 Bäumen auf allen drei Höhenstufen entlang den beiden Gradienten und im Juni 2011 an 46 Bäumen auf den jeweils oberen und unteren Höhenstufen (ohne Mitte).



Abbildung 26. An der Rinde montiertes Röhrchen für die Harzflussmessung.

Um Aufschluss über die Verteilung der Harzkanäle im Gewebe zu erhalten, wurden Mitte November 2011 in Felsberg von 40 Bäumen der Standorte «unten» und «oben» Bohrproben von 1 cm Durchmesser und 5–8 cm Länge genommen. Von jedem Baum wurden im Labor Dünnschnitte des inneren und äusseren Phloems sowie des äusseren Xylems angefertigt und angefärbt, um die Harzkanäle sichtbar zu machen (Abb. 27). Von jeweils vier Ausschnitten jedes Dünnschnitts wurde die Dichte der Harzkanäle als Anzahl pro mm^2 berechnet.



Abbildung 27. Tangentialschnitt durch das äussere Xylem einer Föhre. Die vertikalen, verholzten Fasern sind rot eingefärbt, die radial verlaufenden Harzkanäle blau.

6.3 Resultate

Insekterhebungen

Bisher sind die Bestimmungen der Käfer aus dem Befalls- und Schlupfjahr 2010 vom Wallis und Aostatal verfügbar. Von den räuberischen und parasitischen Insekten liegen die Individuenzahlen von allen Gradienten des Jahres 2010 vor. Insgesamt erhielten wir von diesem Jahr 25 verschiedene rinden- oder holzfressende Käferarten mit 41'837 Individuen. Die Verteilung auf die Höhenstufen ist in Tabelle 5 dargestellt. Bei der Gesamt-Individuenzahl waren keine generellen Trends in der Höhenverteilung festzustellen. Während im Aostatal die mittleren Standorte klar die höchsten Abundanzen zeigten, waren im Wallis keine wesentlichen Unterschiede vorhanden. Erstaunlicherweise wies in Salgesch der höchstgelegene Standort die höchste Abundanz auf. Dieses Gesamtbild wird v.a. von den zahlenmäßig dominierenden Borkenkäfern (Curculionidae/Scolytinae) bestimmt. Die Stämme der Südhänge zeigten in der Tendenz höhere Insektdichten.

Hervorzuheben sind folgende Arten: Der Schusterbock (*Monochamus sutor*) wurde nur einmal in Aosta gefangen. Er kommt als Vektor des gefährlichen, in der Schweiz noch nicht vorhandenen Kiefernholznematoden (*Bursaphelenchus xylophilus*) in Frage. Weitaus die häufigste Art war der Kleine Waldgärtner (*Tomicus minor*). Er kam in sehr hohen Zahlen vor und war überall auf den mittleren Höhenstufen am häufigsten. Der Sechsähnige Kiefernborenkäfer (*Ips acuminatus*), der ein grösseres Schadpotenzial hat, war im Wallis klar in den höchsten Lagen am häufigsten, im Aostatal jedoch in den mittleren. *Sirex noctilio*, eine Holzwespe, die in einem früheren Projekt im Wallis relativ häufig gefangen wurde (Wermelinger et al. 2008), und die in Föhrenplantagen ausserhalb Europas grosse Schäden verursacht, wurde bisher noch nirgends gefunden.

Tabelle 5. Anzahl der aus Stammstücken geschlüpften holz- und rindenbewohnenden Käfer.
AO = Aosta, VS = Wallis, N = Nordexposition, S = Südexposition.

	Aymavilles AO (N)			Sarre AO (S)		Visp VS (N)			Salgesch VS (S)		
	unten	mitte	oben	mitte	oben	unten	mitte	oben	unten	mitte	oben
Buprestidae											1
Chrysobothris solieri											1
Cerambycidae	113	141	141	179	47	1	9	59	116	180	169
Acanthocinus aedilis	113	141	139	178	47	1	9	59	116	180	169
Acanthocinus griseus			1	1							
Monochamus sutor			1								
Curculionidae		4	4		6		2	5			
Pissodes pini		4	4		6		2	5			
Curc./Scolytinae	1740	6084	847	6330	2877	4052	3821	3662	3192	3764	4291
Crypturgus cinereus			1		3	815		1	150	8	1
Crypturgus hispidulus									5	1	1
Crypturgus pusillus	2		2			3			21	8	15
Crypturgus subcribrosus				1		778			119	3	
Hylastes ater					2						
Hylastes attenuatus							1	1	1		
Hylastes brunneus			1		1						
Hylurgops palliatus						20	1			43	
Ips acuminatus	433	278		294	1			364	169	32	867
Ips cembrae			1		1		11	48			1
Ips sexdentatus	41			7	7			1	11		33
Ips typographus			8			8					
Orthotomicus laricis									11	1	2
Orthotomicus longicollis		1	1						14	1	40
Pityogenes chalcographus	7	32							1	3	2
Pityogenes quadridens	7	7		1					4	5	7
Pityophthorus pityographus						3		1			1
Polygraphus poligraphus						1	6				
Tomicus minor	1725	5591	472	5832	1603	2429	3692	2869	2658	3533	3110
Tomicus piniperda	6	3	52	192	1262	3	103	377	28	124	212
Total	1853	6229	992	6509	2930	4053	3832	3726	3308	3945	4460

Zu den natürlichen Feinden v.a. von Borkenkäfern gehören verschiedene räuberische Käfer. Diese sind noch nicht auf die Art bestimmt, ausser dem Ameisenbuntkäfer (*Thanasimus formicarius*). Mit insgesamt 441 Exemplaren wurden überraschend viele gefunden (Daten nicht gezeigt). Ihre Verteilung stimmt im Wesentlichen mit derjenigen ihrer Beutetiere überein: In der Tendenz waren sie auf mittleren Höhenstufen am zahlreichsten. An weiteren, wichtigen Räubern wurden zwei Fliegenfamilien, die Langbeinfliegen (Dolichopodidae) und die Lanzenfliegen (Lonchaeidae), erfasst (Tab. 6). Ihre Larven ernähren sich unter der Rinde von Borkenkäferbrut. Im Vergleich zu den anderen Gebieten fallen bei den beiden Bündner-Gradienten die hohen Zahlen dieser Fliegen in fast allen Höhenlagen auf. Lediglich im Aostatal gab es eine noch höhere Abundanz von Lonchaeiden auf der mittleren Höhe des Südhangs (Sarre). Ein klarer Trend in der Abundanz dieser Fliegen war jedoch auf keinem Gradienten sichtbar. Darin unterschieden sich die Parasitoiden, also kleine parasitische Wespen, die ihre Wirtslarve abtöten (Tab. 2). Sie wiesen fast überall einen klaren Trend auf und waren auf den höchsten Standorten deutlich seltener. Diese Verhältnisse waren an den Südhängen ausgeprägter als an den Nordhängen. Nur der Gradient in Felsberg zeigte die maximale Abundanz dieser Wespen auf der mittleren Höhe.

Tabelle 6. Anzahl der aus Stammstücken geschlüpften natürlichen Feinde von holz- und rindenbewohnenden Käfern. GR = Graubünden, VS = Wallis, AO = Aosta, N = Nordexposition, S = Südexposition.

	Felsberg GR (S)			Scharans GR (S)		
	unten	mitte	oben	unten	mitte	oben
Dolichopodidae	52	41	41	10	26	23
Lonchaeidae	5	3	13	1	29	12
Parasitoiden	165	296	163	319	116	32
Total	222	340	217	330	171	67

	Visp VS (N)			Salgesch VS (S)		
	unten	mitte	oben	unten	mitte	oben
Dolichopodidae	1	4	4	12	19	18
Lonchaeidae	0	0	3	1	0	0
Parasitoiden	453	235	93	786	453	112
Total	454	239	100	799	472	130

	Aymavilles AO (N)			Sarre AO (S)		
	unten	mitte	oben	unten	mitte	oben
Dolichopodidae	21	0	0	-	6	0
Lonchaeidae	0	0	2	-	96	1
Parasitoiden	371	70	54	-	149	10
Total	392	70	56	-	251	11

Harzfluss

Der Harzfluss innerhalb 24 Stunden wurde als absolute Menge und als Menge relativ zum Baumdurchmesser dargestellt, je für die nord- und südexponierten Baumseiten und für die einzelnen Probejahre (Abb. 28). Im ersten Jahr (2010) konnten pro Höhenstufe relativ wenig Proben genommen werden, da alle drei Höhen beprobt wurden. Dies wirkte sich auf die Streuung der Werte aus. Trotzdem zeigte sich in Felsberg ein konsistenter Trend zu einer Abnahme mit zunehmender Höhenstufe sowohl des absoluten als auch des relativen Harzflusses. In Scharans wies zwar der unterste Standort auch eher höhere Werte als die übrigen auf, im Gradienten war aber keine Tendenz sichtbar.

Im folgenden Jahr 2011 wurde auf die Beprobung der mittleren Höhenstufe zugunsten mehr Wiederholungen auf den anderen Höhen verzichtet. Es ergab sich ein einheitliches Bild, nach dem die tiefer gelegenen Standorte stets eine höhere Harzflussrate aufwiesen. Dieser Unterschied war auf der südexponierten Seite der Bäume besonders ausgeprägt.

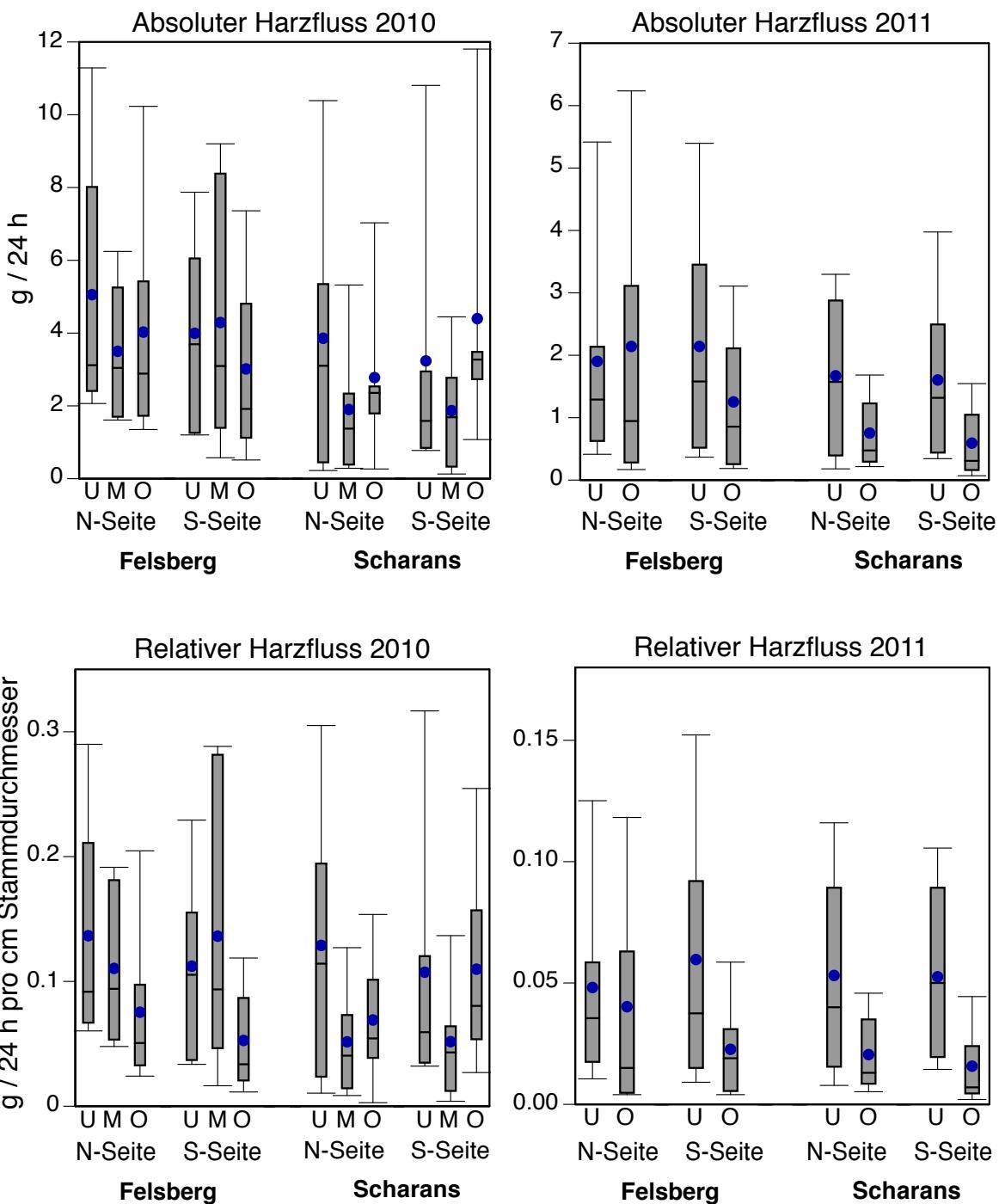


Abbildung 28. Harzfluss von Waldföhren entlang von Höhengradienten (**Unten**, **Mitte**, **Oben**) auf den Nord- und Südseiten der Bäume (Box plots mit Median, mittleren 2 Quartilen und äussersten 10 Perzentilen, blauer Punkt = Mittelwert).

Um die anatomische Basis für den Harzfluss zu vergleichen wurden Dünnschnitte des Rindengewebes gemacht. Ein erster Vergleich der Schnitte im äusseren Phloem, also dort, wo eindringende Borkenkäfer zuerst auf Harz gestossen, zeigte keine Unterschiede in der Harzkanaldichte (Abb. 29). Sie betrug sowohl in hohen als auch in tiefen Lagen und auf den Baum-Nord- wie auch Südseiten rund 2 Kanäle pro mm². Die Grösse eines Einbohrlochs z.B. des Grossen Föhrenborkenkäfers (*Ips sexdentatus*) beträgt ca. 3,5 mm². Ein solcher einbohrender Käfer trifft somit auf etwa 7 Harzkanäle.

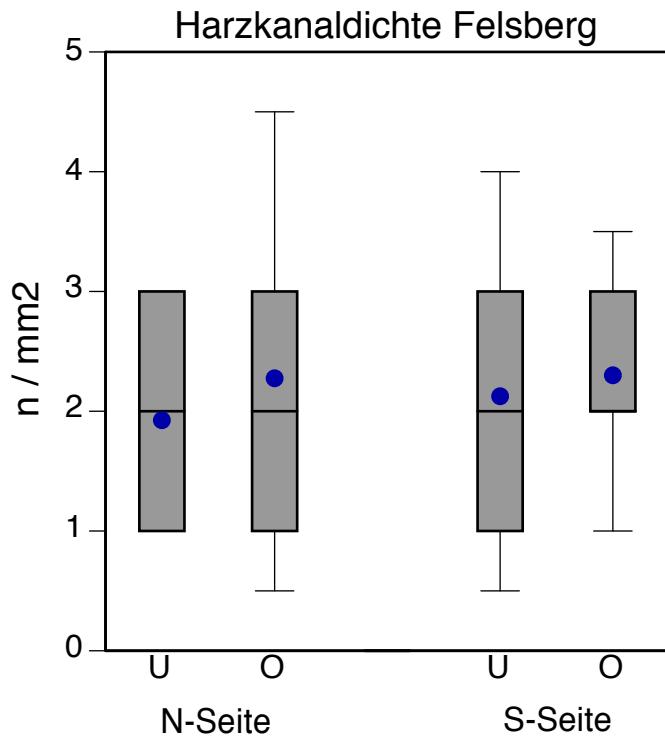


Abbildung 29. Harzkanaldichte im äusseren Phloem von Waldföhren entlang dem Höhengradienten Felsberg (unten, oben) auf den Nord- und Südseiten der Bäume (Box plots mit Median, mittleren 2 Quartilen und äussersten 10 Perzentilen, blauer Punkt = Mittelwert).

6.4 Diskussion

Die Aussagen zum Auftreten von Insekten auf verschiedenen Höhen basieren bisher auf der Auswertung eines limitierten Datensatzes: Nur ein von jeweils zwei Befallsjahren, nur zwei (VS, AO) von drei Gebieten. Diese Daten deuten darauf hin, dass erstens nicht alle Gradienten sich gleich verhalten und dass zweitens – und erstaunlicherweise – keine klare höhen-abhängige Dichte der häufigsten Käferarten festzustellen ist. Dies illustriert auch, dass Resultate von wenigen Fangbäumen kritisch beurteilt werden müssen, da ein +/- Effekt eintreten kann: Entweder wird ein Fangbaum befallen und dann infolge der Pheromonwirkung stark, oder er wird gar nicht befallen. Deshalb ist eine grosse Stichprobenzahl mit Wiederholungen von zwei oder mehreren Jahren wichtig bzw. anzustreben.

Einer der aggressivsten Föhrenborkenkäfer, der Sechszähnige Föhrenborkenkäfer (*Ips acuminatus*) (Wermelinger et al. 2008), war im Wallis vor allem auf den höchsten Standorten am häufigsten. Der Kleine Waldgärtner (*Tomicus minor*) ist ein weiterer wichtiger Käfer. Diese Art befällt vorwiegend geschwächte Bäume und kann diese zum Absterben bringen. Sein Reifungsfrass in den Trieben auch vitaler Föhren kann dazu beitragen, dass die Bäume für einen späteren Befall durch Rindenbrüter prädisponiert werden. Der Käfer war vielfach auf den mittleren Höhen am zahlreichsten. Das könnte das Resultat von verschiedenen, teilweise gegenläufigen Phänomenen sein: Einerseits konnten wir zeigen, dass der Harzfluss der Föhren mit zunehmender Höhe über Meer abnimmt, was eine einfachere Besiedlung durch die Käfer bedeutet. Außerdem erwies sich die Mortalitätsrate durch Parasitoide (1 Parasitoid \leq 1 toter Borkenkäfer) in tiefen Lagen höher. Anderseits ist die Entwicklungsgeschwindigkeit temperaturbedingt in tieferen Lagen höher, was auch eine tiefere «natürliche» Mortalität zur Folge haben kann (z.B. infolge Verpilzung).

Bezüglich Parasitoide wird es nach dem Bestimmen ihrer Arten interessant sein, die Abundanzen der einzelnen Arten mit denjenigen ihrer spezifischen Wirte zu vergleichen, d.h. Mortalitätsraten der Käfer zu berechnen.

Der mit zunehmender Höhe abnehmende Harzfluss kann theoretisch auf zwei Ursachen zurückgeführt werden: Entweder ist es eine simple Folge der temperaturbedingt zunehmenden Viskosität des Harzes, oder die Bäume in höheren Lagen produzieren tatsächlich weniger Harz. Da die Resultate zeigten, dass die Dichte der Harzkanäle pro Fläche nicht von der Höhenstufe abhing, scheint der unterschiedliche Harzfluss tatsächlich vorwiegend ein Temperaturreffekt zu sein, d.h. eine steigende Viskosität mit zunehmender Höhe.

Fazit

Es ist sehr schwierig, aufgrund dieser Daten die Auswirkungen des Klimawandels auf das Befallsrisiko von Föhren abzuschätzen. Höhere Temperaturen bedeuten zwar erleichterten Harzfluss, allerdings dürfte dieser stark von den Niederschlägen abhängen. Höhere Temperaturen haben zwar eine schnellere Entwicklung von Borkenkäfern zur Folge, wirken sich aber nach den bisherigen Resultaten kaum auf die Besiedlungsdichte der Käfer aus. Allenfalls könnten gewisse Arten (z.B. der Sechszähnige Föhrenborkenkäfer) eine weitere Generation pro Jahr entwickeln. Ebenfalls von den höheren Temperaturen profitieren dürften aber auch die parasitischen Wespen.

Weitere Arbeiten

Im Moment stehen noch die Stammabschnitte des Probejahrs 2012 in den Schlupfkästen. Diese werden bis Mitte 2014 darin belassen. Die Bestimmungen der geschlüpften Tiere des Jahres 2011 stehen kurz vor dem Abschluss. Danach werden die Tiere der Schlupfjahre 2012, 2013 und 2014 verarbeitet. Von den letzteren beiden Schlupfjahren sind nicht mehr viele Tiere zu erwarten, da nur noch Insekten schlüpfen werden, die zwei Jahre Entwicklungsdauer haben. Die natürlichen Feinde des Schlupfjahrs 2010 sind im Moment bei externen Bestimmern, und danach werden die Proben der Schlupfjahre 2011 und 2012 folgen. Die Harzuntersuchungen in diesem Projekt sind abgeschlossen. Die Daten werden noch detaillierter analysiert werden.

7 Experimente zum Anwuchs von Fichte und Waldföhre

Barbara Moser und Thomas Wohlgemuth

7.1 Hintergrund

Es wird allgemein anerkannt, dass sich die Erdatmosphäre in den nächsten 50–100 Jahren um 4 bis 7 °C erwärmen wird (IPCC 2007; CH2011 2011). Hitzewellen wie jene von 2003 könnten im Rahmen dieser Prognosen in wenigen Jahrzehnten zur Normalität werden (Schär et al. 2004). Für die Vegetation wird die wohl wichtigste Folge eines Temperaturanstiegs dieses Ausmaßes vermehrte Trockenheit sein, da höhere Temperaturen selbst bei gleich bleibenden Niederschlägen zu stärkerer Verdunstung führen. In den Trockentälern der Alpen werfen die aktuellen Zukunftsszenarien unweigerlich die Frage auf, ob die Wälder vermehrte Trockenheit ertragen, und wie insbesondere die für Schutzwälder in tieferen Lagen wichtige Waldföhre (*Pinus sylvestris* L.) mit vermehrten Trockenperioden zureckkommen wird. Vegetationsmodelle deuten darauf hin, dass bei einem Temperaturanstieg von 4 bzw. 6 °C (IPCC-Szenarien B2 und A1) an den trockensten Orten in der Schweiz keine Wälder mit einheimischen Baumarten mehr wachsen (Zimmermann et al. 2006), oder dass Wälder an solchen Orten künftig nur noch wenig Biomasse aufweisen und damit ihre Schutzwirkung nicht mehr erfüllen können (Rigling et al. 2012).

Die grossräumige Verbreitung bestandesbildender Baumarten ist in erster Linie klimatisch bedingt (Holdridge 1947), kleinräumig spielen aber auch edaphische Verhältnisse, Störungsfrequenz und interspezifische Konkurrenz eine wichtige Rolle. Sogenannte Klimahüllenmodelle sagen voraus, dass sich die potenziellen Wuchsgebiete von Waldarten mit der Klimaerwärmung verschieben werden (Zimmermann et al. 2006). Im Gegensatz zu verschiedenen Tiergruppen (Hickling et al. 2006) und Gebirgspflanzen (z.B. Walther et al. 2005) ist es jedoch schwierig, solche Veränderungen bei Bäumen bereits heute nachzuweisen, da Baumindividuen sehr langlebig sind und sich selbst nach mehreren klimatischen Extremereignissen wieder erholen können (Rennenberg et al. 2006). Anderseits wurde in den französischen Alpen festgestellt, dass Keimlinge und Jungbäume zahlreicher Baumarten bereits heute in höheren Lagen vorkommen als ihre adulten Artgenossen (Lenoir et al. 2009). Es wird aber auch argumentiert, dass der erhöhte CO₂-Gehalt in der Atmosphäre die physiologischen Folgen eines Temperaturanstiegs weitgehend ausgleichen könnte und sich die Baumartenareale nicht in dem Masse verschieben werden, wie es die Klimahüllenmodelle voraussagen (Maracchi et al. 2005; Leuzinger und Körner 2007; Xu et al. 2007; Leuzinger et al. 2011). Andere Autoren gehen davon aus, dass insbesondere die Kombination von Klimaerwärmung und Störungen zu drastischen Änderungen in der Baumartenzusammensetzung führen wird (Chapin et al. 1987; Moser et al. 2010). Dies ist umso bedeutender, als erwartet wird, dass Windwürfe und Waldbrände als indirekte Folge der weltweit steigenden Temperaturen häufiger stattfinden werden (Wohlgemuth et al. 2008; Usbeck et al. 2010).

Trockenheit kann alle Lebensphasen eines Baumes beeinflussen, wobei sie in der Adultphase primär die Wuchsleistung beeinträchtigt (Rennenberg et al. 2006) und nur in Extrempfällen zu Mortalität führt (Bigler et al. 2006). Für Keimung und Etablierung hingegen kann bereits vorübergehender Trockenstress eine entscheidende Rolle spielen, da Keimlinge und wenige Jahre alte Bäume (Recklinge) infolge des noch wenig ausgebildeten Wurzelsystems Trockenheit nicht lange überdauern können. In bereits heute trockenen Regionen könnten daher selbst geringe klimatische Änderungen zu grossen Ausfällen bei der Verjüngung führen (Peñuelas et al. 2007; Moser et al. 2010). Angesichts von zunehmend trockeneren Vegetationszeiten (CH2011 2011) erachten wir die Verjüngung an flachgründigen, sonnenexponier-

ten Orten sowie in grossen Waldblössen in Zukunft als besondere Herausforderung für die Forstwirtschaft. Untersuchungen zur klimabedingten Mortalität der heute bestandesbildenden Baumarten in der Jugendphase sind deshalb unerlässlich, um die Auswirkungen der prognostizierten klimatischen Änderungen auf unsere Wälder abschätzen und die Frage nach einem an den Klimawandel angepassten Baumarten-Portfolio beantworten zu können.

7.2 Fragestellung

Die Praxis ist heute vor schwerwiegende Entscheide gestellt. Gefragt ist Wissen über die Klimaresistenz bzw. vor allem Trockenheitsresistenz verschiedener Baumarten. Adaptationsstrategien sind nötig, um Schutzfunktionen bei längerfristig änderndem Klima zu garantieren. Für die Anpassung unserer Wälder an ein wärmeres Klima sind verschiedene Strategien denkbar: Passive Anpassung durch das Überleben resistenter Individuen, aktive Anpassung über das Einbringen resistenter Provenienzen von heute bestandesbildenden Baumarten oder die Förderung von neuen, nicht heimischen Baumarten, die mehr Trockenheit ertragen. Je nach Resistenz/Plastizität der heutigen Arten und dem Ausmass der zu erwartenden klimatischen Änderungen können verschiedene Adaptationsstrategien im Vordergrund stehen. Diskussionen mit Forstpraktikern weisen jedoch darauf hin, dass der Erhaltung der heimischen Baumarten erste Priorität zukommt, während der Einsatz exotischer Arten eher skeptisch betrachtet wird (Workshop «Wald und Klimaänderung» des Schweizerischen Forstver eins, 26.–27. Juni 2008 in Susten, VS; Gespräche mit den Forstbehörden des Kantons Graubünden).

Im vorliegenden Projekt stand die Frage der Plastizität verschiedener europäischer Waldföhren-, Fichten- und Weisstannenprovenienzen bezüglich Trockenheit in der Jugendphase im Vordergrund. Die Plastizität wurde experimentell mit Hilfe von künstlich generierten Niederschlagsgradienten und an edaphisch unterschiedlichen Standorten getestet. Folgende Fragen wurden gestellt:

- Wie wirken sich unterschiedliche Trockenheitsgrade (100%, 66% und 33% Niederschlag) während der Vegetationszeit auf Mortalität und Wachstumsleistung von Keimlingen und Recklingen aus?
- Gibt es europäische Waldföhren-, Fichten- und/oder Weisstannenprovenienzen, die länger dauernde Trockenheit besser ertragen als lokale Provenienzen aus Rhone- oder Rheintal?
- In welchem Ausmass beeinflussen edaphische Gegebenheiten die Resistenz von Keimlingen und Recklingen gegenüber Trockenheit?
- Kann der Anwuchserfolg lokaler Provenienzen durch begleitende Massnahmen wie Aufwuchsschutz entscheidend erhöht werden?

7.3 Methoden

Zur Beantwortung dieser Fragen wurde die Trockenresistenz von Waldföhren-, Fichten- und Weisstannenkeimlingen im Churer Rheintal unter möglichst natürlichen Umweltbedingungen an vier edaphisch unterschiedlichen Waldstandorten getestet. Ursprünglich beinhaltete das Experiment auch Buchen und Eichen. Mäuse behinderten deren Anwuchs jedoch so stark (Samen- und Keimlingsprädation), dass bezüglich dieser zwei Laubbaumarten keine statistisch gesicherten Auswertungen möglich waren.

Provenienzen und Saatgut

Trockenheitsresistenz und Plastizität der lokalen Waldföhren-, Fichten- und Weisstannenprovenienzen aus den alpinen Trockentälern von Rhone und Rhein wurden mit Provenienzen aus Österreich, Rumänien und der Ukraine verglichen (Waldföhre und Fichte s. Tab. 7). Die Vergleichsprovenienzen wurden entlang dem europäischen Kontinentalgradienten von West nach Ost ausgewählt, wobei die Herkunftsorte zwischen dem 44. und 49. Breitengrad liegen, um die Variation der für das Wachstum bedeutenden Photoperiodizität möglichst klein zu halten. Die wichtigsten Klimaparameter der Herkunftsorte sind in Tabelle 8 zusammengefasst. Für die Samenernte wurden möglichst tief gelegene Bestände ausgewählt und im Winter 2009/2010 vor Ort Zapfen von jeweils fünf Bäumen gesammelt. Das Saatgut wurde an der WSL aufbereitet. Vor der Aussaat wurden die Samen der fünf beernteten Bäume pro Herkunft und Art jeweils zu gleichen Teilen gemischt. Die Fichtensamen aus Transsylvanien (RO) wurden beim lokalen Forstdienst erworben und waren nicht nach Einzelbäumen geerntet worden. Der Mischungsgrad dieser Herkunft ist unbekannt.

Tabelle 7. Herkunft und Qualität der verwendeten Waldföhren- und Fichtenprovenienzen entlang dem Kontinentalgradienten zwischen West- und Osteuropa. Das Keimprozent des Saatguts wurde anhand von 200 Samen pro Provenienz bestimmt, die während 21 Tagen bei 25 °C/13 °C (Tag/Nacht) auf feuchtem Filterpapier inkubiert worden waren.

Provenienz	Land	Höhe (m ü. M.)	Längengrad	Breitengrad	Samenernte (Jahr/Monat)	Keimprozent	
						2010	2011
Waldföhre (<i>Pinus sylvestris</i> L.)							
VS Rhonetal	Schweiz	560	7°36'45.44"	46°18'48.51"	2009/12	96	98
GR Rheintal	Schweiz	570	9°28'51.14"	46°51'04.68"	2009/12	97	96
AT Tirol	Österreich	710	10°42'05.40"	47°12'56.52"	2010/01	95	92
RO Transsylvanien	Rumänien	120	22°05'78.58"	47°15'70.92"	2010/01	42	31
UA Karpaten	Ukraine	420	24°17'01.00"	48°51'20.00"	2010/01	99	95
Fichte (<i>Picea abies</i> (L.) H. Karst.)							
VS Rhonetal	Schweiz	620	7°36'32.67"	46°17'44.47"	2009/12	78	53
GR Rheintal	Schweiz	670	9°22'59.54"	46°49'01.40"	2009/12	49	53
AT Wien	Österreich	800	15°58'64.82"	47°48'44.10"	2009/12	61	62
RO Transsylvanien	Rumänien	600	24°46'03.80"	45°14'95.08"	2010/01	83	64

Tabelle 8. Klimatische Verhältnisse in den Herkunftsgebieten. NS: Mittlere jährliche Niederschlagssumme; WD: Monate mit Wasserdefizit (Niederschlag – potenzielle Evapotranspiration ≤ -10 mm); T_{Jan} , T_{Jul} : mittlere Januar- bzw. Julitemperatur. Daten der jeweils nächstgelegenen verfügbaren Wetterstation.

Provenienz	Station	Höhe (m ü. M.)	NS (mm)	WD	T_{Jan} (°C)	T_{Jul} (°C)
VS Rhonetal	Sion ¹	480	598	Apr–Sep	-0,8	19,1
GR Rheintal	Chur ¹	555	798	Mai – Jul	-0,1	17,7
AT Tirol	Imst ²	910	789	Mai	-2,8	16,6
AT Wien	Wiener Neustadt ²	270	599	Mai–Sep	-0,8	19,7
RO Transsylvanien	Deva ³	190	578	Mai–Sep	-2,8	21,4
UA Karpaten	Khmelnitskiy ⁴	195	642	Apr–Okt	-6,4	18,3

¹ 1961–1990; Meteoschweiz

² 1971–2000; Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Wien (www.zamg.ac.at)

³ 1944–1994 (NS) / 1963–1994 (T); Universidad Complutense de Madrid (<http://www.ucm.es/info/cif>)

⁴ 1984–1994; Universidad Complutense de Madrid (<http://www.ucm.es/info/cif>)

Experimente

Da bei der natürlichen Verjüngung die Standortverhältnisse eine bedeutende Rolle spielen, wurden die Experimente an vier verschiedenen Versuchsstandorten mit unterschiedlich tiefgründigen Böden durchgeführt (Bonaduz, Domat/Ems, Tamins-1 und Tamins-2). Auf diese Weise sollte der Nutzen für die Praxis und die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Gebiete erhöht werden. Um gleiche Strahlungsverhältnisse für alle Versuchspflanzen zu garantieren, wurden die Experimente auf Kahlflächen (min. 30 m x 30 m) durchgeführt, die gezielt zu diesem Zweck geschlagen wurden. Einheitliche Strahlungsverhältnisse sind essentiell, da Interaktionen mit den Niederschlagsbehandlungen die gewünschten Aussagen bezüglich Trockenresistenz verwischen können. Nach der Rodung wurden an jedem Versuchsstandort 15 Saatflächen von 0,5 m x 0,5 m ausgeschieden, auf denen die Grasnarbe entfernt und die obersten 10 cm der organischen Auflage durch Sieben homogenisiert wurde. Jede Saatfläche wurde mit einem Regendach von 1,5 m x 1,5 m abgedeckt, wobei jedes Dach aus 16 Plexiglas-Rinnen mit V-Profil besteht, die 66% der Dachfläche bedecken (Abb. 30a). Je nach gewünschter Niederschlagsreduktion zeigen 0, 8 oder 16 Rinnen nach oben, was theoretisch zur Drainage von 0%, 33% bzw. 66% der aktuellen Niederschlagsmenge führt (Abb. 30b). Da alle Dächer die gleiche Anzahl Rinnen aufweisen, wird gewährleistet, dass unabhängig von der Niederschlagsreduktion auf allen Saatplätzen die gleichen Licht- und Temperaturverhältnisse herrschen. Um die Auswirkungen der Regendächer auf die Bodenfeuchtigkeit zu kontrollieren, wurden im Frühling 2010 pro Versuchsstandort jeweils unter 6 Dächern (2 pro Niederschlagsvariante) Wasserpotenzialsensoren installiert (MPS-1 Sensoren, Decagon, Pullman, USA). Diese Messungen zeigten, dass die theoretische Regendurchlassmenge im Sommer 2010 nicht mit der Bodenfeuchtigkeit korrelierte. Deshalb wurde das Bodenfeuchtigkeitsmessnetz im Frühling 2011 ausgebaut und unter jedem Regendach ein Wasserpotenzialsensor sowie pro Standort ein Bodenfeuchtigkeitsmesser (EC-5 Sensoren, Decagon, Pullman, USA) installiert. Im Oktober 2011 wurde während eines Monats der Regendurchlass der drei Regendachtypen getestet. Dazu wurde am Standort Domat/Ems unter jedem der drei Regendachtypen eine Regenwippe installiert. Während der Testphase gab es 32 h mit mehr als 1 mm Niederschlag (insgesamt 98 mm). In dieser Zeit wurde bei den 100%- und 66%-Dächern ein Durchlass von 59% bzw. 49% gemessen, bei den 33%-

Dächern lag der Durchlass bei 23%. Die Regendächer waren jeweils von April bis Ende Oktober in Betrieb und wurden über Winter abmontiert.

Jede Saatfläche wurde in 25 Quadrate von 10 cm x 10 cm unterteilt (Abb. 30c), wovon 13 zufällig einer Provenienz von Waldföhre, Fichte und Tanne zugeordnet wurden. Pro Quadrat wurden Anfang April 2010 jeweils 25 Samen derselben Art und Provenienz ausgesät (30 bei Provenienzen mit Keimungsraten < 80%). Auf drei weiteren Quadranten wurden jeweils 10 Samen der Rheintaler Waldföhren-, Fichten- bzw. Weisstannenprovenienz ausgebracht, die anschliessend mit einem Plastikhütchen als Keim- und Aufwuchsschutz abgedeckt wurden (Abb. 42a). Auf den verbleibenden 9 Quadranten wurden Buchen- und Eichensamen ausgebracht, auf die jedoch mangels Keimerfolg in diesem Bericht nicht weiter eingegangen wird. Im April 2011 wurde die Aussaat der Waldföhren- und Fichtenprovenienzen auf den 9 leeren (Buchen- bzw. Eichen-)Quadranten mit je 20 Samen pro Quadrat wiederholt. Da bei der Weisstanne der grösste Teil der 2010 gekeimten Keimlinge Ende Sommer abgestorben war, wurden im Herbst 2010 alle Keimlinge geerntet und auf denselben Quadranten im Frühjahr 2011 nochmals Samen ausgesät. Nach der Aussaat wurden die Saatflächen jeweils mit einem Drahtkorb (60 cm x 60 cm x 20 cm) abgedeckt, um Samen- und Keimlingsfrass durch Vögel und Mäuse zu reduzieren. Im ersten Jahr mussten trotzdem viele Mäuseschäden festgestellt werden. Die Saatflächen wurden regelmässig gejätet, um unerwünschte Konkurrenzeffekte durch Kräuter zu vermeiden. Die Aufwuchshilfen wurden nach der ersten Ernte im November 2010 entfernt, da negative Auswirkungen auf das Baumwachstum erwartet wurden.

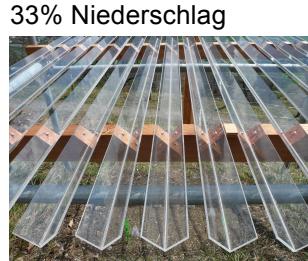
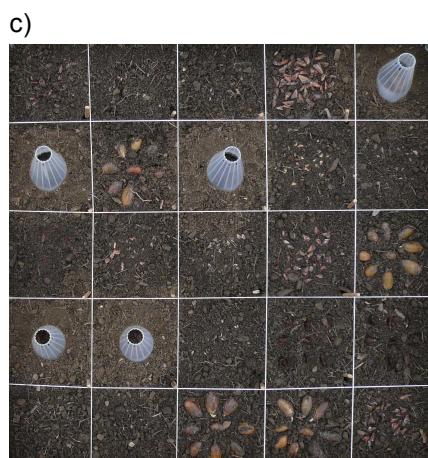
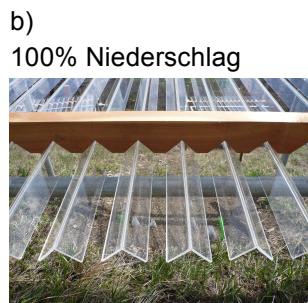


Abbildung 30. (a) Regendach (1,5 m x 1,5 m) mit Plexiglasrinnen und dazugehöriger Saatfläche (0,5 m x 0,5 m); (b) Anordnung der Plexiglasrinnen, die je nach Ausrichtung der Profilöffnungen zu unterschiedlichem Regendurchlass führen; (c) Saatfläche mit 25 Saatplätzen (10 cm x 10 cm). Plastikhütchen als Aufwuchshilfen wurden im ersten Jahr getestet. Bilder B. Moser.

Messparameter

In den ersten vier Monaten nach der Aussaat wurden Keimungsrate und Keimplingsmortalität zweiwöchentlich, später monatlich dokumentiert. Anfang November 2010 wurden in jedem Quadrat 1–5 Keimplinge geerntet, sofern mehr als 10 Keimplinge (5 unter den Aufwuchshilfen) vorhanden waren. Bei den geernteten Keimplingen wurde die Höhe gemessen und anschließend das Trockengewicht (oberirdische Biomasse) bestimmt. Im Herbst 2011 standen die 2010 ausgesäten Keimplinge so dicht, dass bei der Ernte nur die zwei dicksten Sämlinge stehen gelassen wurden. Bei allen Sämlingen wurden Durchmesser und Höhe gemessen, bei den geernteten wurde zusätzlich das Trockengewicht bestimmt. Nach der Ernte wurden die Sämlinge innerhalb von 3 Stunden in der Mikrowelle denaturiert, um später nicht-strukturierte Kohlenhydrate (lösliche Zucker und Stärke; engl.: non structural carbohydrates NSC) messen zu können. Pro Standort und Provenienz wurden je 5 Waldföhrenquadrate entlang einem möglichst breiten Bodenfeuchtigkeitsgradienten ausgewählt. Der Anteil NSC am Trockengewicht von Nadeln und Stämmchen dieser Proben wurde im Juli 2012 von PD Dr. Günther Hoch am Botanischen Institut der Universität Basel nach einem Standardprotokoll gemessen (Hoch et al. 2002). Die Keimungsrate bei den 2011 ausgesäten Samen war infolge grosser Frühlingstrockenheit gering, deshalb wurde im Herbst 2011 auf eine Ernte verzichtet. Im Herbst 2012 wurden alle Sämlinge geerntet und jeweils bei den zwei dicksten pro Quadrat Durchmesser, Höhe und Trockengewicht (oberirdische Biomasse) gemessen (Abb. 31).



Abbildung 31. Ernte und Vermessung der zwei dicksten Sämlinge pro Quadrat im Herbst 2012. Bilder T. Wohlgemuth.

Datenauswertung

Der theoretische Regendurchlass konnte weder die gemessene Bodenfeuchtigkeit noch die Eigenschaften/Wuchsleistung der Baumkeimplinge erklären. Regressionsanalysen zeigten auch keinen Zusammenhang zwischen Wuchsleistung und Bodenwasserpotenzial. Basierend auf den Messungen der EC-5-Sensoren wurde deshalb für jeden Standort eine Wasserretentionskurve erstellt und die Bodenwasserpotenziale (kPa) in Bodenwassergehalt (%) umgerechnet. Da sich der Bodenwassergehalt primär zwischen den Standorten und kaum innerhalb der Standorte unterschied (Abb. 32), wurden die Daten mithilfe der Varianzanalyse (ANOVA) ausgewertet. Zur Berechnung der Keimungsrate bzw. der Keimplingsdichte am Ende der ersten Vegetationsperiode wurden die Daten aufgrund von Anzahl ausgesäter Samen und Keimerfolg unter Laborbedingungen (Tab. 7) standardisiert, sodass sich die Resultate jeweils auf 100 keimfähige Samen beziehen.

Die Bodenfeuchtigkeitsmessungen am Standort Domat/Ems lieferten Resultate, die wir aufgrund unserer Beobachtungen im Feld als unglaublich einstufen. Wir gehen davon aus, dass die Bodenfeuchtigkeit an diesem Standort ausserhalb des Messbereichs der MPS-1-Sensoren liegt. In Folge geringer Keimungsrate und hoher Mortalität waren zudem nur wenige Keimlinge vorhanden. Aufgrund dieser Probleme beziehen sich die vorgestellten Resultate nur auf die Standorte Bonaduz, Tamins-1 und Tamins-2. Geringe Stichprobenzahlen an allen Standorten sind auch der Grund für fehlende Resultate bei der Weisstanne.

7.4 Resultate

Bodenfeuchtigkeit

Der Effekt der Regendächer auf die Bodenfeuchtigkeit war sowohl im Sommer 2010 wie auch im Sommer 2011 kleiner als die kleinstandörtlichen Unterschiede zwischen den einzelnen Dächern. Auch nach zwei Vegetationsperioden mit Regenmanipulation konnte kein Einfluss auf die Bodenfeuchtigkeit festgestellt werden (ANOVA: $F_{2,28} = 0,625, P > 0,5$), während die Unterschiede zwischen den Standorten deutlich ausfielen (ANOVA: $F_{2,28} = 297,1, P < 0,001$; Abb. 32). Zwischen April und September 2012 wurden in Tamins-1 durchschnittlich 36% Bodenwassergehalt gemessen, in Bonaduz 24% und in Tamins-2 11% (2011: 32%, 22% und 10%).

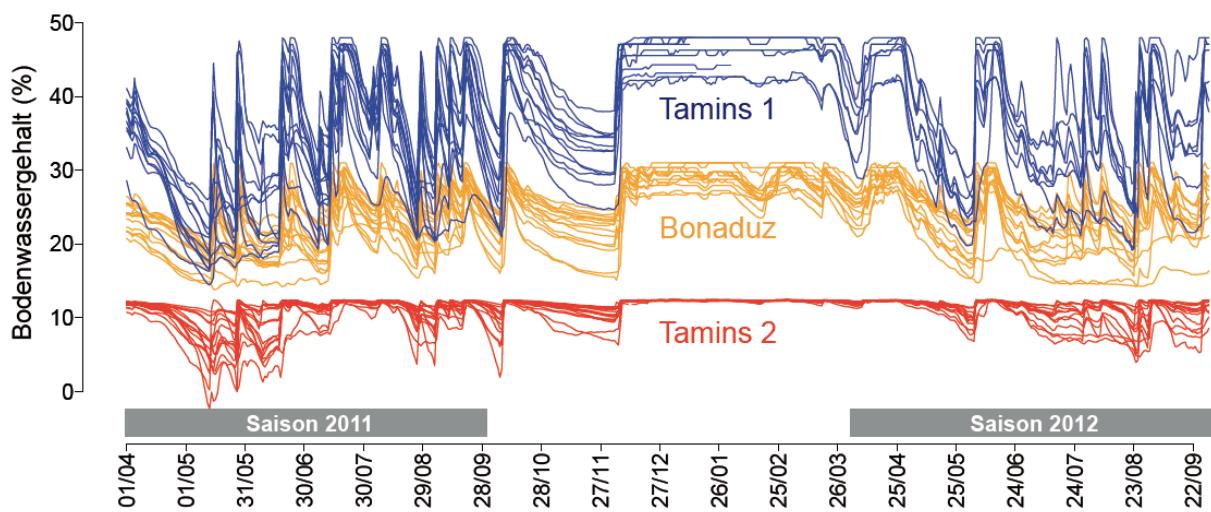


Abbildung 32. Bodenwassergehalt 2011–2012 an den Standorten Bonaduz, Tamins-1 und Tamins-2. Die grauen Balken bezeichnen den Zeitraum, in dem die Regendächer installiert waren.

Keimung und Mortalität

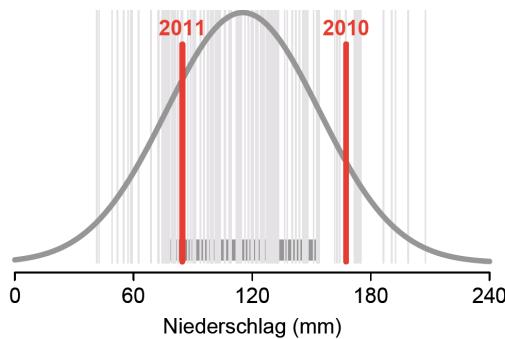
Im Frühjahr 2010 war der Keimungserfolg dank überdurchschnittlich feuchten Bedingungen nach der Aussaat (Abb. 33a) an allen Standorten gut (Abb. 34). Während bei der Waldföhre an allen Standorten mehr als ein Drittel der Samen keimte, war die Fichte am trockensten Standort Tamins-2 etwas weniger erfolgreich. Ein Jahr später (2011) herrschten vor, während und nach der Aussaat trockene Bedingungen, sodass sich der Einfluss der unterschiedlichen Bodeneigenschaften auf die Keimung bemerkbar machte: Während am Standort Tamins-1 immer noch zufriedenstellende Keimungsraten erreicht wurden, nahm der Keimungs-

erfolg in Bonaduz und Tamins-2 deutlich ab (Abb. 34). Bei den standardisierten Keimungsraten konnte kein Unterschied zwischen den Provenienzen festgestellt werden.

Keimung und Mortalität

Im Frühjahr 2010 war der Keimungserfolg dank überdurchschnittlich feuchten Bedingungen nach der Aussaat (Abb. 33a) an allen Standorten gut (Abb. 34). Während bei der Waldföhre an allen Standorten mehr als ein Drittel der Samen keimte, war die Fichte am trockensten Standort Tamins-2 etwas weniger erfolgreich. Ein Jahr später (2011) herrschten während und nach der Aussaat trockene Bedingungen vor, sodass sich der Einfluss der unterschiedlichen Bodeneigenschaften auf die Keimung bemerkbar machte: Während am Standort Tamins-1 immer noch zufriedenstellende Keimungsraten erreicht wurden, nahm der Keimungserfolg in Bonaduz und Tamins-2 deutlich ab (Abb. 34). Bei den standardisierten Keimungsraten konnte kein Unterschied zwischen den Provenienzen festgestellt werden.

(a) April–Mai



(b) Mai–August

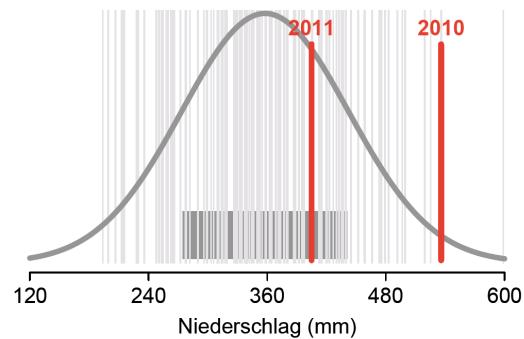


Abbildung 33. Jährliche Niederschlagsmenge (mm) in Chur von 1888–2011 (© MeteoSchweiz) (a) in den zwei Monaten nach der Aussaat und (b) während der Vegetationsperiode. Die grauen Kurven entsprechen einer angepassten Normalverteilung, der graue Balken entlang der x-Achse bezeichnet das 67%-Vertrauensintervall. Die vertikalen Linien zeigen die Niederschlagsmenge eines einzelnen Jahres, wobei die Jahre 2010 und 2011 rot markiert sind.

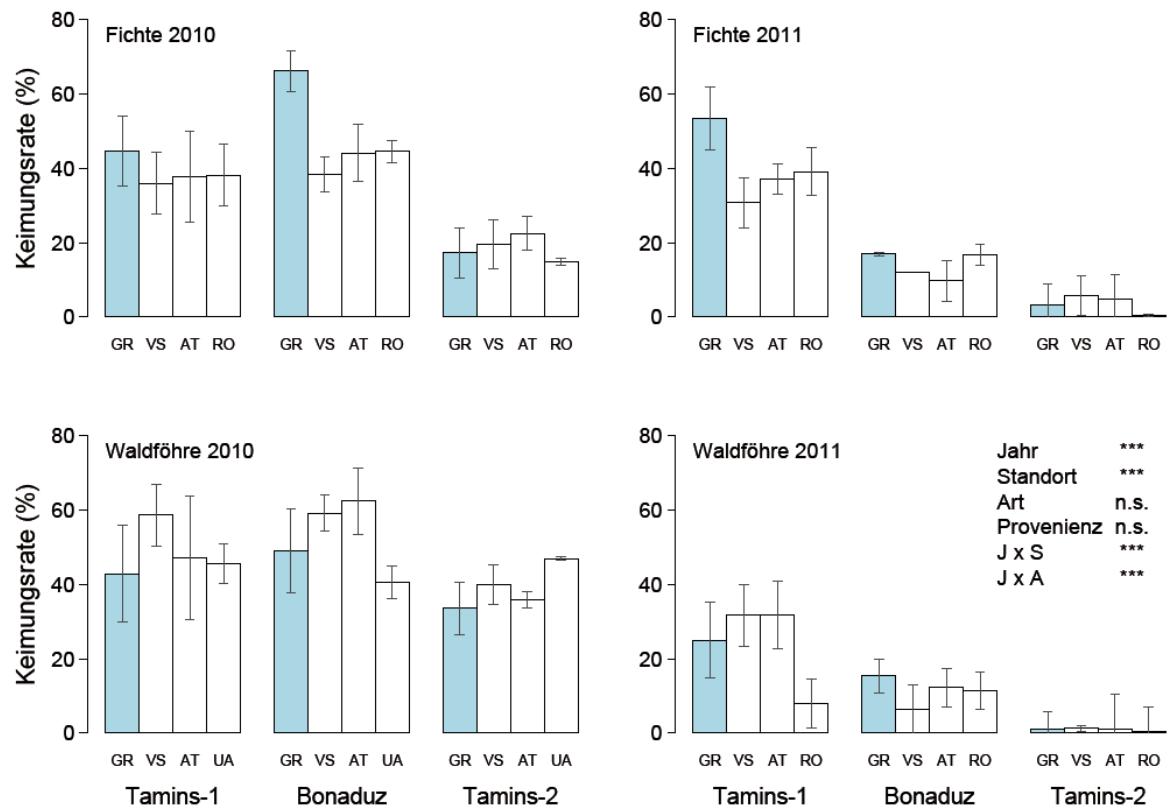


Abbildung 34. Standardisierte Keimungsraten von Waldföhren- und Fichtensamen, die in zwei aufeinanderfolgenden Jahren an den Standorten Bonaduz, Tamins-1 und Tamins-2 ausgesät wurden. Unten rechts: ANOVA-Resultate der Hauptfaktoren sowie signifikanter Interaktionen (* $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$, n.s. nicht signifikant). Blaue Balken: autochthone Provenienz aus dem Rheintal (Abk. s. Tab. 7). Mittlere Bodenfeuchtigkeit April–September 2011: Tamins-1 32%, Bonaduz 22%, Tamins-2 10%.

Die Keimlingsmortalität war bei der Fichte während der ersten Vegetationsperiode in beiden Jahren deutlich höher als bei der Waldföhre (Abb. 35). Bei der Waldföhre lag sie 2011 trotz guten Witterungsbedingungen während der Sommermonate (Abb. 33b) etwas höher als 2010. Unterschiede zwischen den Standorten konnten nur 2010 festgestellt werden: Bei der Fichte war die Mortalität in Bonaduz am höchsten, bei der Waldföhre in Tamins-1 am tiefsten. Die Keimlingsmortalität war bei allen Provenienzen gleich gross.

Aus der Kombination von Keimungsraten und Mortalität resultierten am Ende der ersten Vegetationsperiode je nach Witterungsbedingungen, Baumart und Versuchsstandort unterschiedliche Keimlingszahlen. Die überdurchschnittlich guten Niederschlagsverhältnisse im Frühjahr und Sommer 2010 führten dazu, dass im Oktober pro 100 ausgesäte, keimfähige Samen an allen Standorten mehr als 30 Waldföhrenkeimlinge vorhanden waren (Abb. 36). Bei der Fichte war die Mortalität trotz guter Witterung so hoch, dass nur gerade am feuchtesten Standort mehr als 25 Keimlinge die erste Vegetationsperiode überlebten. Der trockene Frühling 2011 behinderte die Keimung stark, wodurch in jenem Jahr bei beiden Arten nur am feuchtesten Standort eine nennenswerte Anzahl Keimlinge aufkommen konnte (Fichte 25, Waldföhre 18 von 100 keimfähigen Samen).

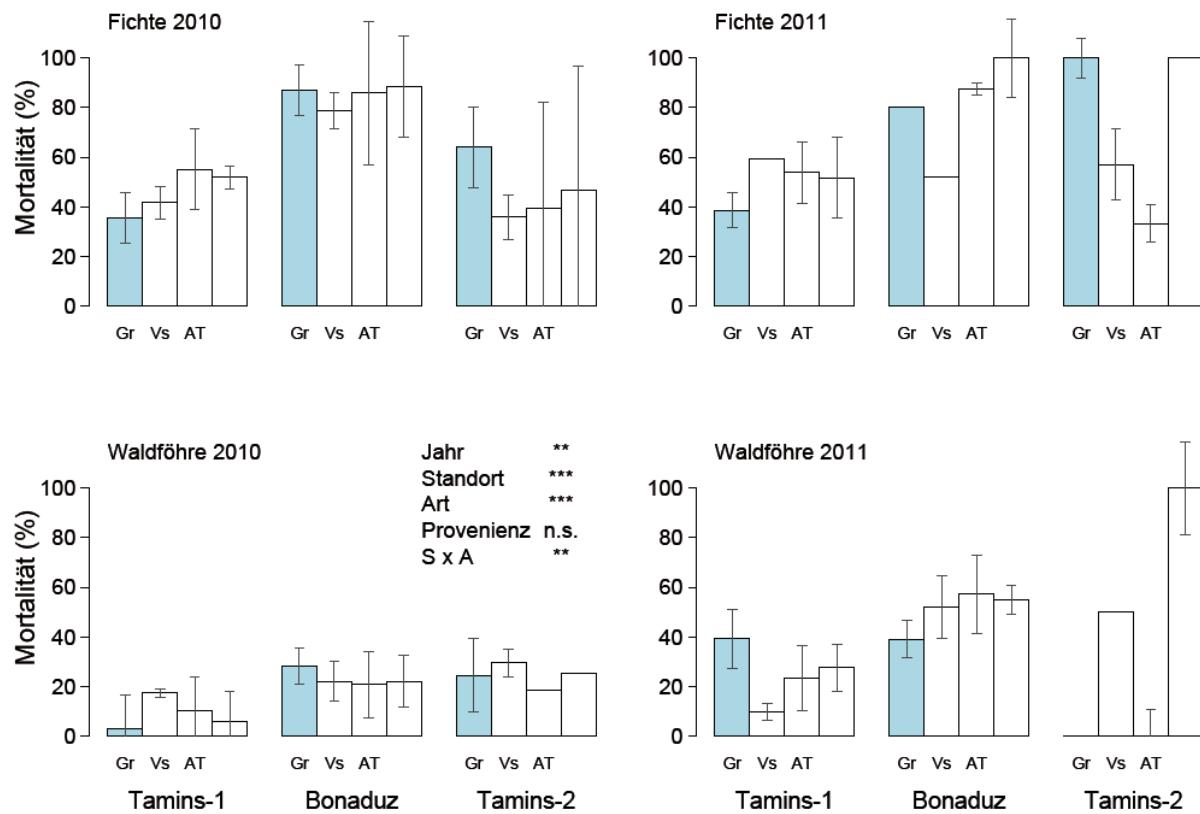


Abbildung 35. Mortalität von Waldföhren- und Fichtenkeimlingen während der ersten Vegetationsperiode nach der Aussaat an den Standorten Bonaduz, Tamins-1 und Tamins-2. Unten links: ANOVA-Resultate der Hauptfaktoren sowie signifikanter Interaktionen (* $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$, n.s. nicht signifikant). Blaue Balken: autochthone Provenienz aus dem Rheintal (Abk. s. Tab. 7). Mittlere Bodenfeuchtigkeit April–September 2011: Tamins-1 32%, Bonaduz 22%, Tamins-2 10%.

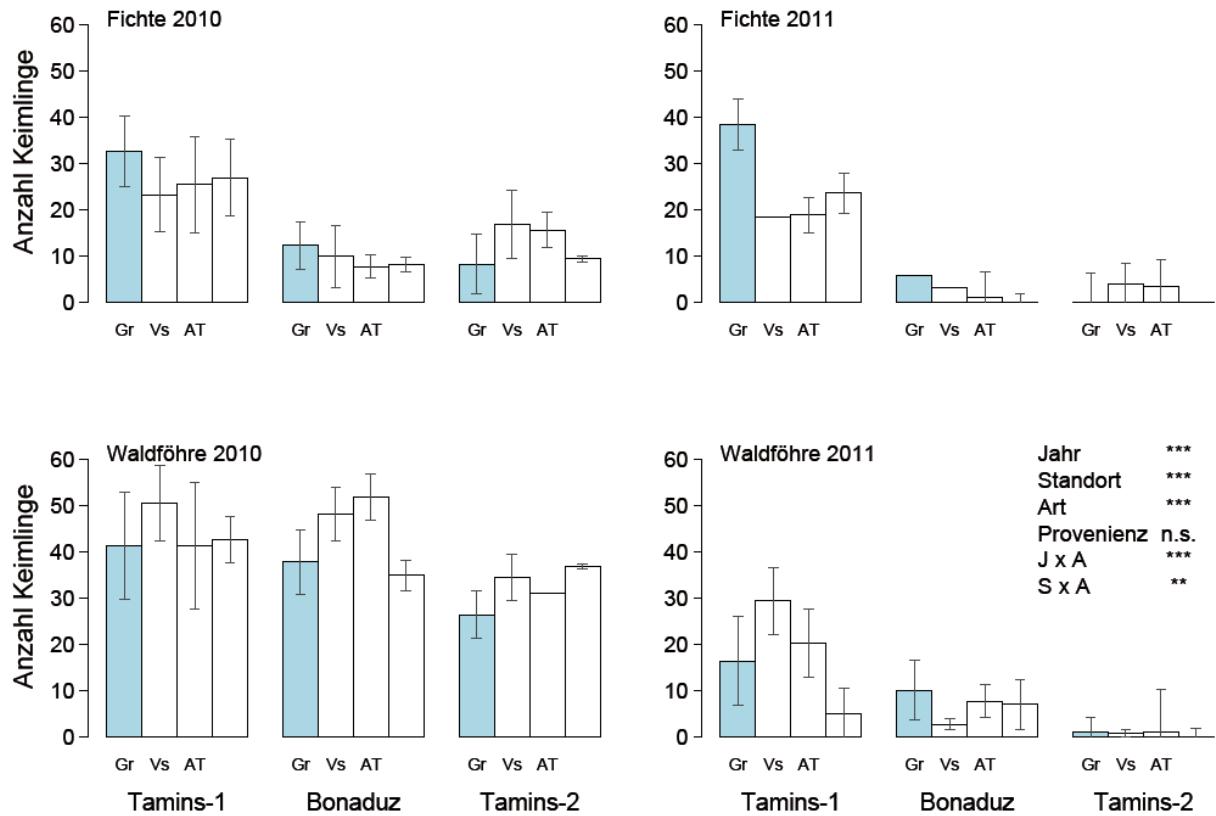


Abbildung 36. Anzahl Waldföhren- und Fichtenkeimlinge (pro 100 keimfähige Samen) nach der ersten Vegetationsperiode an den Standorten Bonaduz, Tamins-1 und Tamins-2. Unten rechts: ANOVA-Resultate der Hauptfaktoren sowie signifikanter Interaktionen (* $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$, n.s. nicht signifikant). Blaue Balken: autochthone Provenienz aus dem Rheintal (Abk. s. Tab. 7). Mittlere Bodenfeuchtigkeit April–September 2011: Tamins-1 32%, Bonaduz 22%, Tamins-2 10%.

Wachstum

Bereits nach der ersten Vegetationsperiode konnten deutliche Wachstumsunterschiede zwischen den Standorten festgestellt werden: Die Waldföhrenkeimlinge hatten am feuchtesten Standort 1,5 mal mehr oberirdische Biomasse produziert als an den trockeneren Standorten (Abb. 8b). Nach drei Jahren betrug die Differenz mehr als das 2-Fache (Abb. 8a, b). Ähnliche Größenunterschiede konnten bei der Baumhöhe festgestellt werden. Innerhalb der einzelnen Provenienzen variierte das Wachstum so stark, dass es in allen Jahren keine signifikanten Unterschiede zwischen den Provenienzen gab (ANOVA 2010: $F_{3,107} = 0,19$, $P > 0,05$; ANOVA 2012: $F_{3,209} = 0,97$, $P > 0,05$; Abb. 8b).

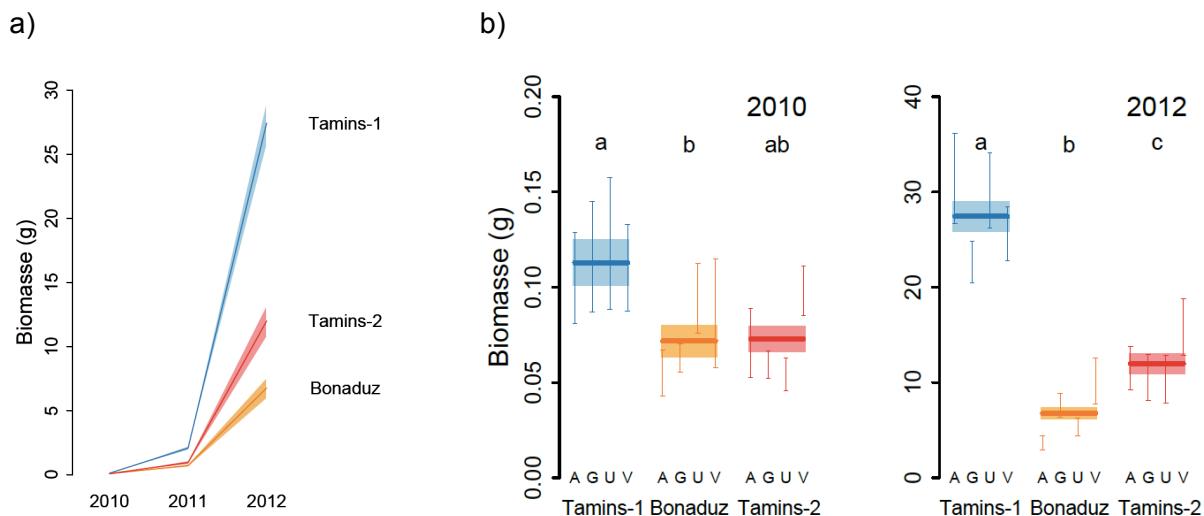


Abbildung 37. Oberirdische Biomasse von Waldföhrensämlingen (Aussaat 2010). (a) Biomassenzunahme 1–3 Jahre nach der Aussaat: Mittelwert pro Standort (dunkle Linien) ± Standardfehler (helle Fläche). (b) Mittlere Biomasse (± Standardfehler) 1 und 3 Jahre nach der Aussaat. Die vertikalen Linien bezeichnen die einzelnen Provenienzen (Mittel ± Standardfehler; angeordnet in der Reihenfolge zunehmender Sommertrockenheit am Herkunftsstandort; Abk. s. Tab. 7). Unterschiedliche Kleinbuchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen zwei Standorten (ANOVA mit anschliessendem Tukey HSD Test). Mittlere Bodenfeuchtigkeit April–September 2011: Tamins-1 32%, Bonaduz 22%, Tamins-2 10%.

Wegen hoher Mortalität während der ersten Vegetationsperiode waren im Herbst 2010 bei der Fichte nur wenige Keimlinge für Biomassemessungen vorhanden. Auch in den folgenden Jahren waren die Stichprobenzahlen zu gering, um statistisch gesicherte Aussagen machen zu können. Generell produzierten die Waldföhrensämlinge in den ersten drei Jahren rund 10-mal mehr oberirdische Biomasse als die Fichtensämlinge (Abb. 38, 39). Am Ende der Versuchsperiode waren die Fichtensämlinge am feuchtesten Standort rund 3–4-mal grösser als an den übrigen Standorten.

Die schlechten Keimungsbedingungen im Frühjahr 2011 (Abb. 33a) wirkten sich auch längerfristig auf das Sämlingswachstum aus. Ein Vergleich der oberirdischen Biomasse bei 2-jährigen Waldföhren zeigt, dass die 2010 ausgesäten Sämlinge am feuchtesten Standort viermal so gross waren wie die Sämlinge, die ein Jahr später ausgesät worden waren (Abb. 39a). In Bonaduz und Tamins-2 erreichte der Unterschied Faktor 2 bzw. 3. Während die Waldföhrensämlinge von 2010 am feuchtesten Standort in den ersten 2 Jahren deutlich mehr oberirdische Biomasse akkumulierten als an den trockenen Standorten, konnte bei den Sämlingen von 2011 kein Unterschied zwischen den Standorten festgestellt werden. Bei der Fichte gab es ähnliche, aber statistisch nicht gesicherte Unterschiede (Abb. 39b).



Abbildung 38. Waldföhren- und Fichtenkeimlinge (vorne rechts) im Herbst 2012, 3 Jahre nach der Aussaat. Bild T. Wohlgemuth.

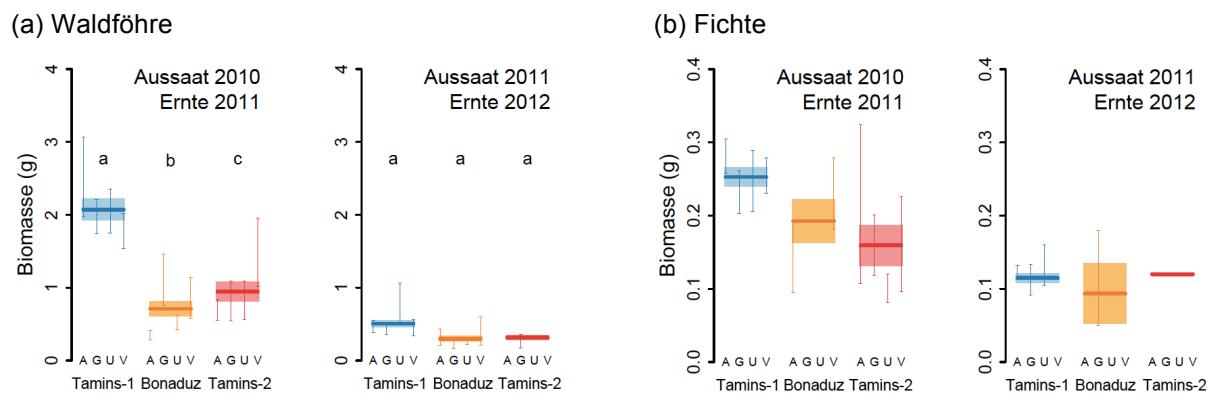


Abbildung 39. Oberirdische Biomasse von 2-jährigen (a) Waldföhren- und (b) Fichtensämlingen: Mittelwert (dunkle Linie) \pm Standardfehler (helle Fläche). Die vertikalen Linien bezeichnen die einzelnen Provenienzen (Mittel \pm Standardfehler; angeordnet in der Reihenfolge zunehmender Sommertrockenheit am Herkunftsor; Abk. s. Tab. 7). Provenienzen mit weniger als 2 Sämlingen sind nicht dargestellt. Bei der Waldföhre kennzeichnen unterschiedliche Kleinbuchstaben signifikante Unterschiede zwischen zwei Standorten (ANOVA mit anschliessendem Tukey HSD Test). Mittlere Bodenfeuchtigkeit April–September 2011: Tamins-1 32%, Bonaduz 22%, Tamins-2 10%.

Reservestoffe

Bei der Teilstichprobe, die für die Messung von nicht-strukturierten Kohlenhydraten verwendet wurde, konnten ähnliche Wachstumsunterschiede zwischen den Standorten festgestellt werden wie bei der gesamten Stichprobe (Abb. 40a–c): Am Ende der zweiten Vegetationsperiode waren die Waldföhrensämlinge am feuchtesten Standort (durchschnittlich 32% Bodenwassergehalt) doppelt so hoch und 1,5 mal so dick wie die Sämlinge an den Standorten mit 22% resp. 10% Bodenwassergehalt. Im Gegensatz dazu war der Anteil der nicht-strukturierten Kohlenhydrate (NSC) am Trockengewicht von Nadeln und Stämmchen bei 32% bzw. 22% Bodenwassergehalt gleich hoch, während er am trockensten Standort deutlich tiefer lag (Abb. 40d, e). Die Zuckerfraktion (Anteil Zucker an den NSC) war bereits bei 22% Bodenwassergehalt reduziert (Abb. 40f). Das heisst, die Waldföhrensämlinge reduzierten bei mässiger Wasserverfügbarkeit (Bonaduz) zuerst das Wachstum und benötigten erst bei geringem Bodenwassergehalt (Tamins-2) vermehrt Reservestoffe für das Wachstum. Gleichzeitig wurde in Bonaduz ein kleinerer Anteil Zucker eingelagert als am feuchtesten Standort.

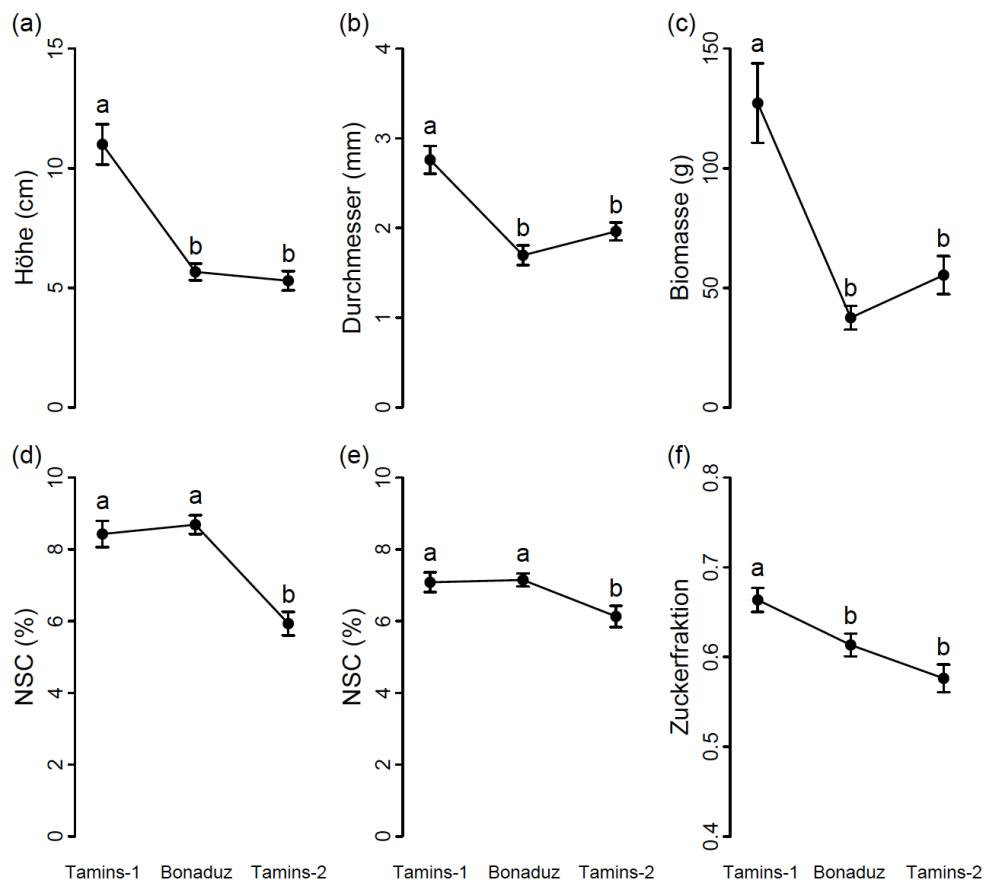


Abbildung 40. Wachstum (a: Höhe; b: Stammdurchmesser auf Bodenhöhe; c: oberirdische Biomasse) und Anteil nicht-strukturierter Kohlenhydrate (NSC; d: Nadeln; e: Stamm) am Trockengewicht von 2-jährigen Waldföhrensämlingen an den drei Versuchsstandorten ($N=74$ Sämlinge). f: Zuckerfraktion (Nadeln und Stamm): Anteil Zucker an den gesamten NSC. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen zwei Messpunkten (ANOVA mit anschliessendem Tukey HSD Test). Mittlere Bodenfeuchtigkeit April–September 2011: Tamins-1 32%, Bonaduz 22%, Tamins-2 10%.

Aufwuchshilfen

Die Präsenz eines Aufwuchsschutzes in Form eines Plastikhüttchens wirkte sich bei der Fichte negativ auf die Keimung aus, sorgte aber gleichzeitig für eine geringere Mortalität während der ersten Vegetationsperiode. In der Summe glichen sich beide Effekte aus, sodass die Anzahl Keimlinge am Ende der Vegetationsperiode mit und ohne Plastikhüttchen etwa gleich gross war (Abb. 41). Die Hüttchen hatten auch keinen Einfluss auf die Wuchsleistung der Fichten, weder nach einer noch nach drei Vegetationsperioden (ANOVA 2010: $F_{1,12} = 0,167$, $P > 0,5$; ANOVA 2012: $F_{1,30} = 0,006$, $P > 0,5$).

Bei der Waldföhre war die Keimungsrate am mittelfeuchten Standort in Bonaduz unter den Aufwuchshilfen ebenfalls reduziert. So waren am Ende der ersten Vegetationsperiode unter den Plastikhüttchen weniger Keimlinge vorhanden. An den übrigen Standorten konnte kein Effekt der Aufwuchshilfen festgestellt werden. Auch bei dieser Art war die Biomasse in beiden Behandlungsvarianten während der gesamten Versuchsdauer ähnlich gross (ANOVA 2010: $F_{1,47} = 0,228$, $P > 0,5$; ANOVA 2012: $F_{1,82} = 0,656$, $P > 0,5$); Abb. 13b).

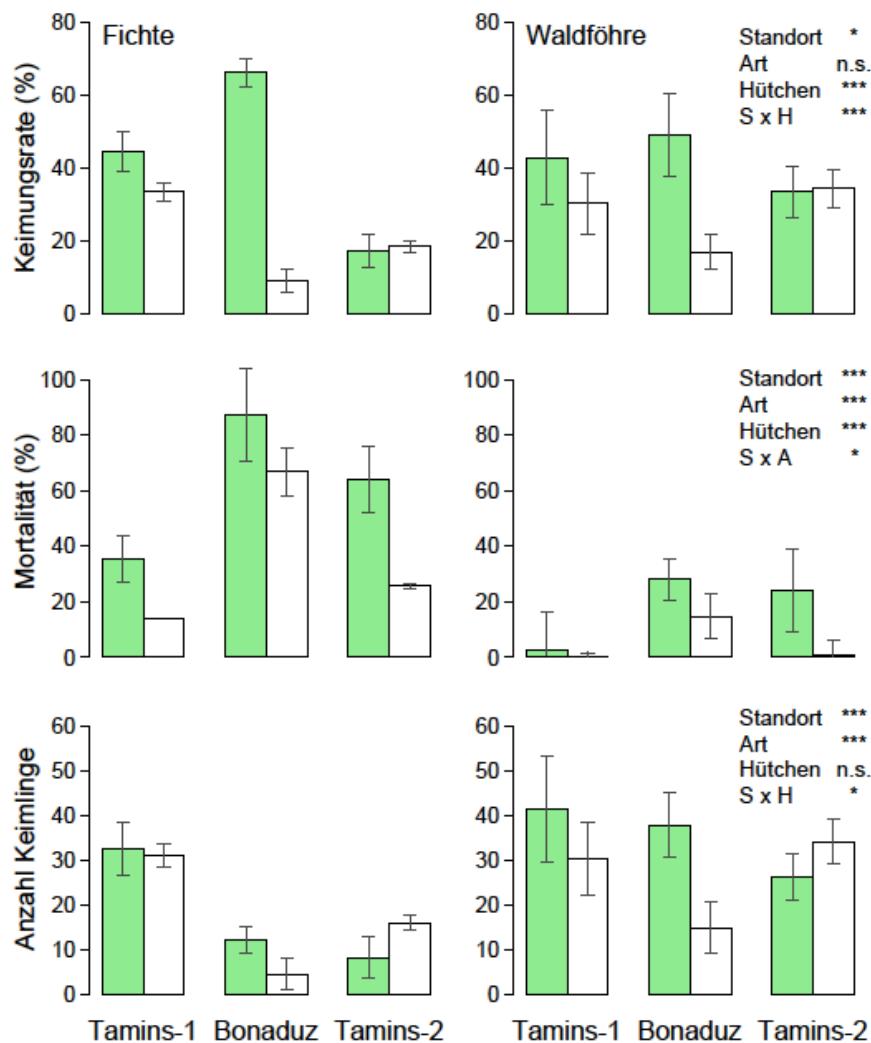


Abbildung 41. Auswirkungen von Aufwuchshilfen in Form eines Plastikhütchens auf Keimung, Mortalität und Keimlingsdichte bei autochthonen Fichten und Waldföhren aus dem Rheintal während der ersten Vegetationsperiode nach Aussaat an den Standorten Bonaduz, Tamins-1 und Tamins-2. Grüne Balken: Kontrolle. Weisse Balken: Samen nach der Aussaat mit Plastikhütchen abgedeckt (Abb. 42a). Rechts: ANOVA-Resultate der Hauptfaktoren sowie signifikanter Interaktionen (* $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$, n.s. nicht signifikant). Mittlere Bodenfeuchtigkeit April–September 2011: Tamins-1 32%, Bonaduz 22%, Tamins-2 10%.

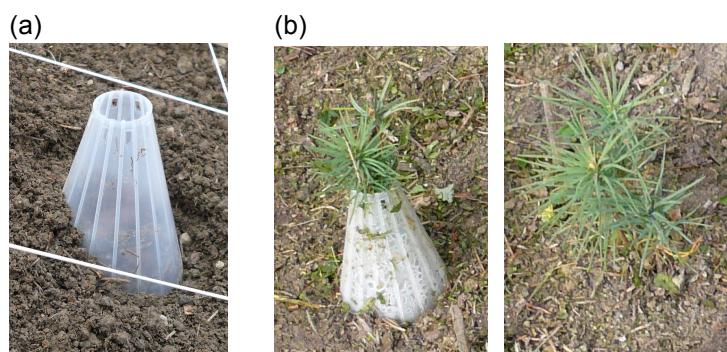


Abbildung 42. Plastikhütchen als Aufwuchsschutz für Fichten- und Waldföhrenkeimpflanze. (a) Die Plastikhütchen wurden nach der Saat über die Samen gestülpt und leicht in den Boden gedrückt. (b) Waldföhrenkeimpflanze mit und ohne Aufwuchsschutz am Ende der ersten Vegetationsperiode im Herbst 2010. Bilder B. Moser.

7.5 Diskussion

Die Experimente im Churer Rheintal waren geprägt von den saisonalen Witterungsverhältnissen. Starke Niederschläge im Sommer 2010 beeinträchtigten die Wirkung der Regendächer, womit diese im ersten Jahr nicht die gewünschten Feuchtigkeitsunterschiede im Boden erzeugen konnten. Auf der anderen Seite beeinträchtigte die ausgeprägte Trockenheit im Frühling 2011 die Keimung der zweiten Aussaat so stark, dass bei der Fichte die Stichprobenzahlen pro Standort zu klein sind für statistisch gesicherte Aussagen. Die Untersuchungen lieferten spannende Resultate in Bezug auf die räumliche Variabilität der Bodenfeuchtig-

keit innerhalb und zwischen Waldbeständen und zeigten deutlich den Einfluss von inter-annueller Niederschlagsvariabilität auf Keimung und Aufwuchs von Waldföhre und Fichte.

Räumliche und zeitliche Variabilität

Bei der Bodenfeuchtigkeit haben wir kleinstandörtlich eine grosse Variabilität festgestellt, wobei der Bodenwassergehalt viel stärker zwischen den Standorten variierte als innerhalb (Abb. 32). Am feuchtesten Standort Tamins-1 fiel der Bodenwassergehalt selbst während längeren Trockenperioden im Sommer nie unter 15%, während am trockensten Standort Tamins-2 selbst bei Sättigung im Winter maximal 13% Wassergehalt erreicht wurde. Diese Unterschiede zwischen den Standorten haben sich sowohl auf die Keimung und das Überleben als auch auf die spätere Wuchsleistung der Waldföhren- und Fichtensämlinge ausgewirkt. Aufgrund unserer Resultate stellen wir fest, dass die Fichte nur auf Böden mit einer hohen Wasserspeicherkapazität eine gute Aufkommenswahrscheinlichkeit hat, während ihr Potenzial an trockeneren Standorten wie Bonaduz oder Tamins-2 selbst in feuchteren Jahren limitiert ist (Abb. 36). Im Gegensatz dazu kann die Waldföhre in feuchten Jahren auch an Standorten mit geringer Wasserspeicherkapazität des Bodens in grosser Zahl auftreten, das Wachstum bleibt hier aber auch in feuchten Jahren relativ gering (Abb. 8). Der trockene Frühling 2011 wirkte sich nicht nur negativ auf Keimung und Überleben im selben Jahr aus, die gekeimten Waldföhren- und Fichtensämlinge zeigten auch im folgenden Jahr eine geringe Wuchsleistung (Abb. 39). Diese Wachstumsreduktion als Folge von ungünstigen Witterungsbedingungen während der frühen Anwuchsphase war unabhängig von den edaphischen Eigenschaften und wurde bei beiden Arten festgestellt. Obwohl die Wuchsleistung der Waldföhre unter guten Witterungsbedingungen am mittleren Standort gleich tief war wie am trockensten Standort, haben Messungen der nicht-strukturierten Kohlenhydrate (NSC) gezeigt, dass die Sämlinge am mittelfeuchten Standort in Bonaduz über grössere Kohlenstoffreserven verfügen als diejenigen am trockensten Standort in Tamins-2. Dies bedeutet, dass Sämlinge in Bonaduz in den nächsten 1–2 Jahren besser gegen allfällige Trockenperioden gewappnet sind, was sich längerfristig als Vorteil erweisen könnte.

Auf den ersten Blick mögen diese Resultate banal erscheinen, denn sie widerspiegeln zum einen das Fehlen der Fichte in trockenen Gebieten oder an tief gelegenen, zur Austrocknung neigenden Südhängen (z.B. Wallis, Jurasüdkette), zum anderen die Persistenz der Waldföhre in den trockensten Gebieten der Schweiz. Darüber hinaus zeigt unser Experiment aber deutlich die Bedeutung von Standort, Klimavariation und Baumart. Die Keimungs- und Wachstumsbedingungen sind bereits unter den heute herrschenden Klimabedingungen sowohl räumlich als auch zeitlich sehr verschieden. Der Anwuchserfolg hängt in hohem Masse davon ab, ob einem Mastjahr gute Witterungsbedingungen im folgenden Frühjahr und Sommer folgen oder nicht, und auf welchen Untergrund die Samen fallen. Dies gilt umso mehr nach einem Störungseignis (Holzschlag, Windwurf, Waldbrand), da dort in den ersten Jahren eine dichte Krautschicht heranwächst, die die Ansammlung zusehends verhindern kann (Wohlgemuth et al. 2002; Moser et al. 2010). So stellt sich die Frage, in welcher Weise der Klimawandel an trockenen Standorten einen Engpass bei der Waldverjüngung bewirken könnte. Gemäss Prognosen steigen nicht nur die Temperaturen, es ist auch mit einer markanten saisonalen Verschiebung der Niederschläge zu rechnen, d.h. generell weniger Sommerniederschlag und mehr Regen/Schnee im Winter (CH2011 2011). Damit wird die Evapotranspiration in den Sommermonaten im Vergleich zu heute ansteigen, was bedeutet, dass das Zusammentreffen einer Samenmast mit günstigen Witterungsbedingungen während der nächsten Vegetationszeit seltener wird. Bei der Fichte dürfte eine erfolgreiche Ver-

jüngung an bereits heute trockenen Standorten wie Bonaduz oder Tamins-2 nur noch selten stattfinden, während eine pulsartige Verjüngung an feuchteren Standorten weiterhin wahrscheinlich bleibt. Dagegen wird die Waldföhre in Tieflagen des Churer Rheintals auch in Zukunft sowohl zeitlich wie räumlich ein grösseres Anwuchspotenzial haben als die Fichte. Der wesentlich trocken-toleranteren Waldföhre reichen auch potenziell seltener werdende Verjüngungspulse, also das episodische Zusammentreffen von Samenmast und feuchten Frühjahrs- und Sommerbedingungen, um als Baumart in den Tieflagen des Churer Rheintals längerfristig zu überdauern. Im Wallis, wo die Jahresniederschläge rund 200 bis 300 mm niedriger sind, trotzen die Waldföhren seit langem einem wesentlich trockeneren Klima und werden hauptsächlich durch Beschattung infolge von Konkurrenz limitiert (Gimmi et al. 2010). So ist im Churer Rheintal auch nach vorübergehend starken oder wiederholten Trockenheiten nicht mit einem Verschwinden der Waldföhre zu rechnen.

7.6 Fazit

Die im Experiment getesteten Provenienzen waren an die herrschenden Bedingungen ähnlich gut angepasst. Ein Grund für die überraschende Indifferenz könnte die Ähnlichkeit der Lokalklimata der Provenienzen sein. Im Gegensatz zu den grossen Unterschieden, die im Regendachexperiment in Leuk zwischen spanischen und autochthonen Walliser Provenienzen gefunden wurden (Richter et al. 2012) und auf die verschiedenen Klimacharaktere von submediterranem und inneralpinem Trockenklima zurückgeführt werden können, sind die Klimata von Rheintal, Rhonetal, Tirol, Transsylvanien und der Ukraine in Bezug auf die durchschnittliche Niederschlagsverteilung relativ ähnlich (Tab. 8). Die grössten Unterschiede im Klima der Herkunftsorte beziehen sich auf das Wasserdefizit während der Sommermonate: Im Tirol besteht eine negative Bilanz zwischen Niederschlag und Verdunstung nur im Mai; dagegen weisen das Rhonetal und die Tieflagen der Karpaten von April bis September ein ausgeprägtes Wasserdefizit auf. Trotzdem konnten wir keine erhöhte Anpassung dieser Waldföhrenherkünfte an Sommertrockenheit feststellen. Da sich die Grundcharakteristika des lokalen Klimas wie saisonale Verteilung und interannuelle Variabilität der Niederschläge auch bei steigenden Temperaturen nicht grundsätzlich verändern werden (CH2011 2011), werden die heute autochthonen Herkünfte auch in Zukunft am besten an das lokale Klima angepasst sein.

8 Synthese

Thomas Wohlgemuth und Andreas Rigling

8.1 Erkenntnisse aus den BüWaK-Projekten

Klima: Das Lokalklima im Churer Rheintal gleicht bezüglich des Temperaturverlaufs jenem der Walliser Tieflagen. Dagegen ist es im Sommer wesentlich feuchter (Δ : 220 mm in Tieflagen) als im Wallis. Seit etwa 1970 sind die mittleren Temperaturen um rund 2 °C angestiegen; bei den Niederschlägen im langjährigen Mittel ist die Veränderung im selben Zeitraum mit einer leichten Zunahme gering. Doch eine so ausgeprägte Trockenheit wie die Periode von 2003–2006 ist in den letzten 125 Jahren einzigartig, ebenfalls die vierjährige vorausgehende Phase mit Niederschlagsüberschüssen. In welchem Zeitraum sich ein solches Ereignis wiederholt, kann aufgrund der Klimadaten nicht vorausgesagt werden. Die bekannteste Analyse von Hitzesommern (Schär et al. 2004) rechnet allerdings mit einer Zunahme solcher Extremereignisse in den nächsten 50–100 Jahren.

Während die ausgeprägte Frühjahrstrockenheit im Jahr 2011 zu den drei extremsten Frühjahrsdürren der letzten 125 Jahre gezählt werden kann, entsprach das Jahr 2012 in Bezug auf die Temperaturen dem Mittel der letzten 10 Jahre; die Niederschläge waren jedoch überdurchschnittlich.

Jahrringanalysen: In den Hochlagen reagiert das Baumwachstum positiv auf warme Sommertemperaturen und praktisch nicht auf Trockenperioden. Besonders in Tieflagen auf flachgründigen Böden (Südlage, Kalksubstrat) ist das Jahrringwachstum in Trockenzeiten dagegen deutlich eingeschränkt, während dem die Wälder auf Bündnerschiefer (Domat/Ems) kaum ein Wasserdefizit erfahren. Die Hitzewelle 2003 und die darauffolgenden drei trockenen Jahre verschlechterten das Wachstum der Waldföhren auf Böden mit wenig Wasserspeicher und führten zu deutlich erhöhten Mortalitätsraten. Generell schränken Trockenjahre das Föhrenwachstum ein und führen zu Kronenverlichtungen. Fichten auf etwas bodenfeuchteren Standorten reagieren ebenfalls sensibel auf Trockenheit, d.h. in Tieflagen sind sie bei starker saisonaler Trockenheit limitiert.

Kronenverlichtung und Stammzuwachs: Während der kurzen Beobachtungsperiode von zwei bzw. drei Jahren konnte nur bei der Waldföhre ein Einfluss der Frühjahrstrockenheit 2011 auf die Kronenverlichtung festgestellt werden. Föhre und Lärche in Tieflagen reagierten auf die Frühjahrstrockenheit sehr geringem Jahrringzuwachs und mit Schrumpfung der Rinde. Alle Bäume erholten sich im feuchten 2012 von der Trockenheit 2011; die feuchte Witterung 2013 wird weiter zur Normalisierung beitragen. Um gesicherte Aussagen machen zu können, ist eine längerfristige Beobachtung der Beziehung zwischen saisonalen Witterungseinflüssen und dem Baumwachstum angezeigt.

Befallsrisiko von Waldföhren durch Borkenkäfer: Mit den bisher vorliegenden Informationen ist eine Prognose, wie sich der Klimawandel auf den Borkenkäferbefall von Föhren auswirkt, schwierig. Von wärmeren Temperaturen, die generell die Reproduktion von Insekten begünstigen, können nicht nur die Borkenkäfer sondern auch die parasitischen Wespen profitieren. Der Harzfluss nimmt mit höheren Temperaturen aus physikalischen Gründen zu, die Harzproduktion dürfte aber durch fehlende Niederschlägen ebenfalls limitiert werden. Wie sich dies insgesamt auf die Schutzwirkung des Harzes bei gröserer Trockenheit auswirkt, ist noch unklar.

Anwuchs von Fichte und Waldföhre: Im Vergleich zum Einfluss von Standort und jährlich sowie saisonal variierenden Niederschlägen spielt die Samenherkunft bei der Ansammlung und beim Anwuchs von Fichten und Waldföhren keine Rolle. Die Waldföhre kommt mit den trockenen Bedingungen besser zurecht als die Fichte, und ihr Wachstum ist rund fünfmal stärker als jenes der Fichte. Im Rahmen von natürlichen oder holzschlagbedingten Störungen wird die Föhre sowohl bei den herrschenden als auch bei zukünftig veränderten klimatischen Bedingungen in der Verjüngung kaum limitiert sein. Als Pionier wird sie zumindest in der Jugendphase auch mit höheren Temperaturen und/oder sinkenden Niederschlägen zuretkommen.

8.2 Plastizität von Baumarten bei variablem Klima

Wie aus den Jahrringanalysen deutlich hervorgeht, sind die meisten Bäume, die beprobt wurden, mindestens 100-jährig. Viele Bäume in mittleren und höheren Lagen sind aber wesentlich älter. Sie stammen aus einer Zeit, da die mittleren Temperaturen um rund 2,5 °C tiefer lagen als heute, oder sie haben sich in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts etabliert. Und doch sehen wir heute nur in den untersten Lagen, und hier vor allem bei den Waldföhren, ein Signal einer wiederholten Trockenheit. Das ausgeprägteste Dürreereignis 2003 bis 2006 hat den älteren Föhren im oft dichten Bestand auf flachgründigen Böden zugesetzt. Es sind denn auch diese Föhren, die in zunehmenden Masse absterben, wenn ein weiteres Trockenereignis dazukommt. Die Waldföhren regenerieren sich aber auch am besten von allen Baumarten an Standorten, die durch Störung viel Licht erhalten. Junge Waldföhren wachsen nach erfolgreicher Keimung etwa fünfmal so rasch wie z.B. Fichten. Da die Waldföhren in Tieflagen alle zwei bis drei Jahre eine Vollmast tragen (Information: Anton Burkart, Versuchsgarten, WSL und eigene Beobachtungen), werden sie auch in Zukunft häufiger als andere Baumarten von einem Gunstjahr, also einem Jahr mit genügend Frühlings- und Sommerregen, profitieren können. Genügend lange Wurzeln, die sich während einer solchen Phase bilden können, reduzieren die Gefahr des Austrocknens in den Folgejahren (Richter et al. 2012).

Würden wir die Natur entscheiden lassen über die künftigen Baumgenerationen, dann würden sich in frisch zusammengebrochenen Wäldern oder kleinen Lücken (verursacht durch Wintersturm, Brand oder Käfer) die Pioniere Waldföhre und Lärche nach wie vor rasch ausdehnen, solange deren Mutterbäume in der Nähe stehen. Den jungen Föhren würden in tiefen bis mittleren Lagen rasch auch Eichen folgen, die wegen der vielen Eichelhäher keine wirkliche Ausbreitungslimitierung kennen. An solchen Orten würde ein Mischwald entstehen, wobei andere Baumarten nach dem Prinzip der Erstbesiedlung mitbeteiligt wären. Je höher gelegen die Wälder sind, oder je besser sie heute wegen geeigneter Bodenverhältnisse mit Wasser versorgt sind, desto besser überstehen diese Wälder lang anhaltende Trockenheit. Die hier entwickelten Gedanken sollen die Plastizität der Bäume vor Augen führen: Bäume müssen mit ihrem hohen Lebensalter an Klimavariation angepasst sein. Die klare Frage wäre hier: Bis zu welchem Mass an Variation. Dass das Mass aber gross ist, zeigt sich ganz einfach schon daran, dass Fichten und Lärchen im Mittelland zu den besten Wirtschaftsbauarten gehören, obwohl ihr Hauptverbreitungsgebiet in der montanen und subalpinen Stufe liegt. Ebenso sind Baumsamen oder Jungbäume an die Variabilität von Umweltveränderungen angepasst: z.B. durch häufige Mast (Waldföhre), wodurch die Wahrscheinlichkeit steigt, Gunstjahre zu treffen, oder durch genügend Reservestoffe im Samen (Eicheln, Buch-

eckern), womit die Ungunst der Vegetationsbedeckung überdauert werden kann. Ausgewachsene Laubbäume (Buche, Eiche) sind fähig, ihr gesamtes Blattkleid zu verlieren (Maikäfer) und innerhalb kurzer Zeit wieder aufzubauen. Dasselbe würde geschehen, falls Trockenheit oder Frost zu Abwurf der Blätter zwingen würde. Nadelbäume mit einem vier- bis achtjährigen Nadellaub sind hier weniger flexibel. Fichte, Tanne und Lärche überleben bereits als Jungpflanzen nur an Orten mit genügend Wasser. Bestandesbildend werden die Bäume also nur dort, wo Wasser entweder in einem tiefgründigen Boden gespeichert ist oder wo Wasser regelmäßig anfällt, also z.B. in Hochlagen. Betrachtungen über die Folgen des sich erwärmenden Klimas müssen bezüglich der plastischen Reaktion von Bäumen und Waldgesellschaften auf ihre Umwelt relativiert werden.

8.3 Bewirtschaftung der Wälder bei heutigem und künftigem Klima

Vor dem Hintergrund der Fakten aus dem BüWaK-Projekt und des weiteren riesigen Fachwissens über die Plastizität von Bäumen, von welchem hier nur wenig angetönt wurde, wollen wir zwei Szenarien für die Waldentwicklung im Bündnerland, oder konkreter im Churer Rheintal, anstellen: Ein Szenario 0 °C und ein Szenario +4 °C. Das Null-Grad-Szenario lehnt sich an der Tatsache an, dass die Temperaturen in den letzten 10–15 Jahren kaum mehr weiter angestiegen sind, nachdem ein starker Anstieg in den 1990er Jahren stattfand («Die Klimapause», Tagesanzeiger, 18.5.2013). Das Vier-Grad-Szenario ist das heute häufig diskutierte Normalszenario, welches die meisten Klimaforscher innert der nächsten 90 Jahre realisiert sehen. Bei unseren Überlegungen unterscheiden wir zusätzlich zwischen Schutzwald und 'Andere Hauptfunktion' (Tab. 9). Aus unseren groben Abschätzungen wird deutlich, dass bei aktuellem Klima der Wald genügend plastisch ist, und dass episodisch auftretende Trockenheiten auf flachgründigen Standorten in Tieflagen zur Destabilisierung in Schutzwäldern führen könnten. Wesentlich dramatischer dürfte die Lage aussehen, wenn die aktuellen Klimaprojektionen (CH2011) eintreten würden. Eine detailliertere Abschätzung müsste auf den Informationen der NAIS-Klassierung aufbauen (Frehner et al. 2005).

Tabelle 9. Abschätzung der Reaktion von Baumarten auf zwei Klimaszenarien und Folgerungen für die Waldfunktionen.

Klimavariation	0 °C-Szenario	+4 °C-Szenario
Temperatur	wie 2012 bzw. +/- 1 °C um den aktuellen Mittelwert schwankend	Sommertemperaturen: bis +10 °C über heutigem Mittelwert (z.B. Zimmermann 2006)
Niederschlag	wie heute variabel, mit seltenen Extremereignissen	Zunahme von Extremen wie Starkregen oder Dürre (IPCC 2013) Ab 2050 abnehmend
Frostage	wie heute (bereits eine Abnahme von 20–50 Tagen pro Jahr in den letzten 50 Jahren; Bader et al. 2012)	weitere starke Abnahme, milde Winter
Extremfrost	immer möglich	immer möglich wegen Kaltluftteinbrüchen von Norden her

	0 °C-Szenario		+4 °C-Szenario	
Reaktion Baumarten				
<i>Föhre</i>				
– Adultphase	in Tieflagen nach starker Trockenheit geschwächt, höhere Mortalität		in Tieflagen auf flachgründigem Untergrund kritisch, nur noch in lückigem Bestand überlebensfähig	
– Verjüngung	auf Rohboden, wie heute		in Hochlagen besseres Wuchspotenzial (Zimmermann et al. 2006), aber auf offene Flächen (z.B. nach Windwurf) angewiesen	
<i>Fichte</i>			auf Rohboden, in Gunstjahren	
– Adultphase	gefährdet durch Borkenkäfergradationen nach Windwurf; Windwürfe aber eher selten in Graubünden und tendenziell weniger häufig als bisher angenommen (Wohlgemuth et al. 2014)		in Tieflagen nicht mehr im Wuchsoptimum; in Hochlagen Zunahme der Wuchsleistung (Rigling et al. 2012); mit höheren Temperaturen steigt auch Risiko durch Borkenkäferbefall, dies ausgeprägt nach Windwurf (Stadelmann et al. 2013)	
– Verjüngung	auf Rohboden, wie heute		stärkere Gefährdung durch Austrocknung	
<i>Weisstanne</i>				
– Adultphase	steht in der Regel unbeschadet auf tiefgründigen Böden		Limitierung auch auf tiefgründigen Böden möglich; bei vermehrter Trockenheit vermehrter Befall durch Krummzähnigen Weisstannenborkenkäfer (Nierhaus-Wunderwald 1995)	
– Verjüngung	Wild ist das Hauptproblem		Wild ist das Hauptproblem; Verjüngung nur in Gunstjahren (Pulse)	
<i>Buche</i>				
– Adultphase	wie heute, mit Wachstumseinbussen nach Trockenheiten (Zingg und Bürgi 2008)		in Tieflagen an feuchten Orten (Bodensubstrat od. Niederschlag) zukunftsfähig bis +4 °C (dynamische Modelle; Bugmann 1999), so z.B. im Prättigau	
– Verjüngung	wie heute		in Hochlagen grösstes Wuchspotenzial gemäss Zimmermann (2006)	
			Verjüngung v.a. in Gunstjahren (Pulse)	
Reaktion Wald	Schutzwald	Andere Waldfunktionen	Schutzwald	Andere Waldfunktionen
<i>Sukzession</i>	Verdichtung generell; episodisch Destabilisierung auf flachgründiger Unterlage	Verdichtung; negativ für Biodiversität	Destabilisierung generell in den Tieflagen auf flachgründigem Boden (vgl. Rigling et al. 2013)	geringeres Wachstum in Tieflagen (Hanewinkel et al. 2013); eher positiv für Biodiversität
<i>Massnahmen</i>	Stabilitätsdurchforstung	gemäss Wirtschaftsplan	Baumartendiversität erhöhen, Ersatzbaumarten beimischen; steigendes Risiko durch Extremereignisse	gemäss Wirtschaftsplan; Ersatzbaumarten beimischen

8.4 Paradigmenwechsel: Ersatzbaumarten nicht mehr ausschliessen

Angesichts der grösseren Wahrscheinlichkeit, dass die Temperaturen trotz aktueller Stagnation in den nächsten 50 bis 100 Jahren um mehrere Grade ansteigen und sich damit wichtige Klimaparameter wie die Anzahl Frost- und Hitzetage, Sommermitteltemperaturen, saisonale

Niederschlagsverteilung und die Frequenz von lange anhaltenden Trockenheiten verändern werden, sollte über Alternativen (bzw. «Plan B») nachgedacht werden. Während die Hochlagen generell von einer Klimaerwärmung profitieren werden (Rigling et al. 2012), bedürfen die Tieflagenwälder, und hier insbesondere die Schutzwaldgebiete, einer vorausschauenden Planung, die z.B. über die Beimischung trockenheitsresistenter Baumarten längerfristig eine höhere Baumartendiversität anstrebt, um negative Auswirkungen während und nach klimatischen Extremereignissen zu minimieren. Dazu gehören auch Vielfalt an Waldstrukturen, unterschiedliche Altersstrukturen oder Vielfalt an forstlichen Eingriffen. Des Weiteren soll für die trockensten Lagen heute schon eine Erweiterung des einheimischen Baumartenportfolios in Betracht gezogen werden. Welches sind die Möglichkeiten, wenn es in Zukunft häufiger zu trocken wird für die Waldföhre? Soll die im Gebiet vorhandene Traubeneiche (*Quercus petraea*) aus dem «Flaumeichengürtel» beigemischt werden (Hegg et al. 1993), oder soll als trockenresistenter Art gar die Flaumeiche (*Quercus pubescens*) des Wallis oder der Nordschweiz in Betracht gezogen werden? Die Untersuchungen im Wallis deuten darauf hin, dass je nach Klimaentwicklung auch die Flaumeiche an ihre Grenzen stossen dürfte (Rigling et al. 2013). In Modellbetrachtungen mit grösserem geographischen Kontext wurden bereits Potenzialkarten für verschiedene Baumarten im Alpengebiet (Zimmermann et al. 2013) oder in ganz Europa hergestellt (Hanewinkel et al. 2013). Was sind die nächsten Alternativen? Blumenesche (*Fraxinus ornus*) oder die gegen Sommerdürre resistenteren Mittelmeerbaumarten Steineiche (*Quercus ilex*), Schwarzföhre (*Pinus nigra*) oder die Aleppokiefer (*Pinus halepensis*)? Soll die Douglasie (*Pseudotsuga menziesii*) beigemischt werden? Im Kanton wurde sie bereits an verschiedenen Orten erfolgreich angepflanzt (Bürgi und Diez 1986). Verschiedene Untersuchungen aus dem In- und Ausland zeigen, dass die Douglasie besser mit Trockenheit umgehen kann als viele unserer einheimischen Baumarten (Eilmann und Rigling 2012; Lévesque et al. 2013), und dass die negativen Folgen für die Biodiversität bei entsprechender waldbaulicher Steuerung minimal gehalten werden können (Tschopp et al. 2012). In laufenden Experimenten wird das Potenzial von Herkünften verschiedener trockenresistenten Baumarten untersucht, so z.B. in der Schweiz (Richter et al. 2012), in Deutschland (Kreyling et al. 2012), oder in Spanien (Sanchez-Gomez et al. 2010, Sanchez-Salguero et al. 2013). Aktuelle Untersuchungen im Wallis zeigen, dass die wenig frostharte Aleppokiefer akklimatisiert werden könnte (Moser, Wohlgemuth & Bachofen, in prep.). Vergleiche auf nationaler Ebene werden derzeit im Rahmen des WSL-BAFU-Forschungsprogramms Wald und Klimawandel angestellt. So werden zum Beispiel neue Potenzialkarten für Baumarten aus verfeinerten Artenverbreitungsmodellen berechnet (Projekt PorTree; Zimmermann et al.), die insbesondere Arealverschiebungen bzw. das Höhersteigen von Baumarten zeigen. Und im Projekt ADAPT (Heiri et al.) wird das vergleichende Adaptationspotenzial von einheimischen Fichten-, Tannen- und Buchenprovenienzen untersucht. Aktuelle Informationen zu diesen und weiteren Projekten befinden sich auf http://www.wsl.ch/info/organisation/fpo/wald_klima/. Mit publizierten Daten ist in den nächsten Jahren zu rechnen.

Es gibt keine Patentrezepte hinsichtlich der Erhaltung der Waldleistungen im Klimawandel, doch sind wir überzeugt, dass im Sinne eines adaptiven Waldmanagements verschiedene Optionen in Betracht gezogen werden müssen (Rigling et al. 2008). Monitoring erhält in Zeiten unsicherer Rahmenbedingungen eine neue Wichtigkeit, da Veränderungen möglichst früh erkannt sein wollen. Gleichzeitig zeigen unsere Analysen und davon abgeleiteten Überlegungen deutlich, dass an Alternativen zum reaktiven Waldmanagement (Fitzgerald et al. 2013), also dem Abwarten und Handeln aufgrund der beobachteten Waldveränderungen,

gedacht werden muss. Experimente und neue Bewirtschaftungsansätze erweitern den Erfahrungsschatz. Im Sinne einer Vorsorge sollte jetzt damit begonnen werden, da die Situation noch nicht kritisch ist und Handlungsspielraum besteht.

Literatur

- Affolter P, Büntgen U, Esper J, Rigling A, Weber P, Luterbacher J, Frank D (2010) Inner Alpine conifer response to 20th century drought swings. *Eur. J. For. Res.* 129:289–298
- Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH, Gonzalez P, Fensham R, Zhang Z, Castro J, Demidova N, Lim JH, Allard G, Running SW, Semerci A, Cobb N (2010) A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *For. Ecol. Manage.* 259:660–684
- Bader S, Begert M, Croci-Maspoli M, Scherrer S, Schlegel T (2012) Klimabericht Kanton Graubünden 2012. *Fachber. MeteoSchweiz* 242:1–56
- Becker A, Bugmann H (2001) Global change and mountain regions – an IGBP initiative for collaborative research
- Begert M, Schlegel T, Kirchhofer W (2005) Homogenous temperature and precipitation series of Switzerland from 1864 to 2000. *International Journal of Climatology* 25:65–80
- 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
- Biondi F, Waikul K (2004) DENDROCLIM2002: A C++ program for statistical calibration of climate signals in tree-ring chronologies. *Computers & Geosciences* 30:303–311
- Brang P (1998) Sanasilva-Bericht 1997. Zustand und Gefährdung des Schweizer Waldes – eine Zwischenbilanz nach 15 Jahren Waldschadenforschung. *Ber. Eidg. Forsch.anst. Wald Schnee Landsch.* 345:1–102
- Bugmann H (1999) Anthropogene Klimaveränderung, Sukzessionsprozesse und forstwirtschaftliche Optionen. *Schweiz. Z. Forstwes.* 150:275–287
- Bunn A, Korpela M, Biondi F, Zang C (2010) dplR – Dendrochronology Program Library in R – Version 1.3.8
- Büntgen U, Frank D, Liebold A, Johnson D, Carrer M, Urbinati C, Grabner M, Nicolussi K, Levanic T, Esper J (2009) Three centuries of insect outbreaks across the European Alps. *New Phytol.* 182:929–941
- Bürgi A, Diez C (1986) Übersicht über den Exotenanbau in der Schweiz aufgrund einer Umfrage vom Herbst/Winter 1984/85. *Schweiz. Z. Forstwes.* 137:833–851.
- CH2011 (2011) Swiss climate change scenarios CH2011. C2SM, MeteoSwiss, ETH, NCCR Climate, and OcCC, Zürich
- Chapin FS, Bloom AJ, Field CB (1987) Plant responses to multiple environmental factors. *Bioscience* 37:49–57
- Ehrenberger W, Rüger S, Fitzke R, Vollenweider P, Günthardt-Goerg M, Kuster T, Zimmermann U, Arend M (2012) Concomitant dendrometer and leaf patch pressure probe measurements reveal the effect of microclimate and soil moisture on diurnal trunk water and leaf turgor variations in young oak trees. *Functional Plant Biology* 39:297–305
- Eilmann B, Rigling A (2012) Tree-growth analyses to estimate tree species' drought tolerance. *Tree Physiology* 32:178–187
- Ellenberg H (1996) Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, 5 edn. Stuttgart, Stuttgart
- Fitzgerald J, B. JJ, Blennow K, Thorsen BJ, Lindner M (2013) Climate change in European forests: How to adapt. EFI (European Forest Institute) Policy Brief 9:1–14
- Frehner M, Wasser B, Schwitter R (2005) Nachhaltigkeit und Erfolgskontrolle im Schutzwald. Wegleitung für Pflegemassnahmen in Wäldern mit Schutzfunktion, Bern. 564 S
- Frey HU, Bichsel M, Preiswerk T, Bichsel M (1998) Waldgesellschaften und Waldstandorte Graubündens, 1. Teil Churer Rheinbecken. Forstinspektorat Graubünden
- Gavin D (2007) AET-Calculator 1.0. <http://geography.uoregon.edu/gavin/software.html>, Zugriff 13. 01.

- Gimmi U, Wohlgemuth T, Rigling A, Hoffmann C, Bürgi A (2010) Land-use and climate change effects in forest compositional trajectories in a dry central-alpine valley. *Ann. For. Sci.* 67:701
- Grundmann N (2011) Klimaeinfluss und Absterbedynamik in Waldföhrenbeständen im Churer Rheintal und im Domleschg. Zürich, Masterarbeit Universität Zürich
- Hance T, van Baaren J, Vernon P, Boivin G (2007) Impact of extreme temperatures on parasitoids in a climate change perspective. *Annu. Rev. Entomol.* 52:107–126
- Hanewinkel M, Cullmann DA, Schelhaas MJ, Nabuurs GJ, Zimmermann NE (2013) Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nat. Clim. Chang.* 3:203–207
- Hegg O, Béguin C, Zoller H (1993) Atlas schutzwürdiger Vegetationstypen der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 160 S
- Hickling R, Roy DB, Hill JK, Fox R, Thomas CD (2006) The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Glob. Change Biol.* 12:450–455
- Hoch G, Popp M, Körner C (2002) Altitudinal increase of mobile carbon pools in *Pinus cembra* suggests sink limitation of growth at the Swiss treeline. *Oikos* 98:361–374
- Holdridge LR (1947) Determination of world plant formations from simple climate data. *Science* 105:367–368
- IPCC 2001, Climate change (2001): The scientific basis. Cambridge University Press, Cambridge
- IPCC 2007, Climate change (2007): The physical science basis – summary for policymakers. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Paris
- IPCC 2013, Summary for policymakers. Climate Change (2013): The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (ed. by T.F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- Karsky D, Strom B, Thistle H (2004) An improved method for collecting and monitoring pine oleoresin. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Missoula Technology and Development Center, Missoula
- Keller W (1978) Einfacher ertrageskundlicher Bonitätsschlüssel für Waldbestände in der Schweiz. *Mitt. Eidg. Forsch'anst. Wald Schnee Landsch.* 54:3–98
- KNMI (2011) Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut. Climate Explorer (2011) <http://climexp.knmi.nl> (aufgerufen am 14. Dezember, 2011).
- Körner C, Ohsawa M, Spehn E (2005) Mountain Systems. Chapter 24 in: Millennium Ecosystem Assessment. Current State and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group. Ecosystems and Human Well-being, vol. 1, Washington DC, Island Press.
- Kreyling J, Wiesenberg GLB, Thiel D, Wohlfart C, Huber G, Walter J, Jentsch A, Konnert M & Beierkuhnlein C (2012) Cold hardiness of *Pinus nigra* Arnold as influenced by geographic origin, warming, and extreme summer drought. *Environ Exp Bot.* 78:99–108
- Laeubli L (2010) Reconstructing the mass and energy balance of the Silvretta Glacier using tree rings. Masterarbeit Universität Zürich, Zürich
- Lenoir J, Gégout JC, Pierrat JC, Bontemps JD, Dhote JF (2009) Differences between tree species seedling and adult altitudinal distribution in mountain forests during the recent warm period (1986–2006). *Ecography* 32:765–777
- Leuzinger S, Körner C (2007) Water savings in mature deciduous forest trees under elevated CO₂. *Glob. Change Biol.* 13:2498–2508
- Leuzinger S, Luo YQ, Beier C, Dieleman W, Vicca S, Körner C (2011) Do global change experiments overestimate impacts on terrestrial ecosystems? *Trends Ecol. Evol.* 26:236–241

- Lévèque M, Siegwolf R, Saurer M, Brang P, Eilmann B, Bugmann H, Rigling A (2013) Drought responses of five conifers at their xeric distribution limit in the Alps and under mesic conditions in Central Europe. *Glob. Change Biol.*
- Maracchi G, Sirotenko O, Bindi M (2005) Impacts of present and future climate variability on agriculture and forestry in the temperate regions. *Clim. Change* 70:117–135
- Mayer H (1992) *Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- Michiels HG, Aydin CT, Bolte A, Hein S, Hussendörfer E, Mühlthaler U, Reif A, Schmidt W (2009) Ökologischer Steckbrief und waldbauliche Bewertung der Buche. *Forst Holz* 64:18–21
- Moser B, Temperli C, Schneiter G, Wohlgemuth T (2010) Potential shift in tree species composition after interaction of fire and drought in the central Alps. *Eur. J. For. Res.* 129:625–633
- Nierhaus-Wunderwald D (1995) Rindenbrütende Käfer an Weisstanne. *Wald und Holz*, 76/2:8-13
- Oberhuber W (2001) The role of climate in the mortality of Scots pine (*Pinus sylvestris L.*) exposed to soil dryness. *Dendrochronologia* 19:45–55
- Peñuelas J, Ogaya R, Boada M, Jump AS (2007) Migration, invasion and decline: changes in recruitment and forest structure in a warming-linked shift of European beech forest in Catalonia (NE Spain). *Ecography* 30:829–837
- Perroud M, Bader S (2013) Klimaänderung in der Schweiz. Indikatoren zu Ursachen, Auswirkungen, Massnahmen. Umwelt-Zustand Nr. 1308; Bundesamt für Umwelt Bafu, Bern, und Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie, Zürich
- R Development Core Team (2012) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna
- Rennenberg H, Loreto F, Polle A, Brilli F, Fares S, Beniwal RS, Gessler A (2006) Physiological responses of forest trees to heat and drought. *Plant Biology* 8:556–571
- Richter S, Moser B, Ghazoul J, Calderon C, Wohlgemuth T (2012) Spring precipitation and genotypic variation may be the key to the persistence of *Pinus sylvestris* at the forest-steppe ecotone. *Oecologia* 169:269–279
- Rigling A, Bigler C, Eilmann B, Feldmeyer-Christe E, Gimmi U, Ginzler C, Graf U, Mayer P, Vacchiano G, Weber P, Wohlgemuth T, Zweifel R, Dobbertin M (2013) Driving factors of a vegetation shift from Scots pine to pubescent oak in dry Alpine forests. *Glob. Change Biol.* 19:229–240
- Rigling A, Cherubini P (1999) Wieso sterben die Waldföhren im “Telwald” bei Visp? Eine Zusammenfassung bisheriger Studien und eine dendroökologische Untersuchung. *Schweiz. Z. Forstwes.* 150:113–131
- Rigling A, Dobbertin M, Bürgi M, Gimmi U, Graf Pannatier E, Gugerli F, Heiniger U, Polomski J, Rebetez M, Rigling D, Weber P, Wermelinger B, Wohlgemuth T (2006) Verdrängen Flaumeichen die Walliser Waldföhren? *Merkbl. Prax.* 41:1–16
- Rigling A, Eilmann B, Köchli R, Dobbertin M (2010) Mistletoe-induced crown degradation in Scots pine in a xeric environment. *Tree Physiology* 30:845–852
- Rigling A, Elkin C, Dobbertin M, Eilmann B, Giuggiola A, Wohlgemuth T, Bugmann H (2012) Wald und Klimawandel in der inneralpinen Trockenregion Visp. *Schweiz. Z. Forstwes.* 163:481–492
- Rigling A, Forster B, Meier F, Wermelinger B (2008) Insekten – Schlüsselfaktoren der zukünftigen Waldentwicklung. *Inf.bl. Wald* 23:1–3
- Rigling A, Weber P, Cherubini P, Dobbertin M (2004) Bestandesdynamik zentralalpiner Waldföhrewälder aufgezeigt anhand dendroökologischer Fallstudien aus dem Wallis, Schweiz. *Schweiz. Z. Forstwes.* 155:178–190
- Sanchez-Gomez D, Majada J, Alia R, Feito I, Aranda I (2010) Intraspecific variation in growth and allocation patterns in seedlings of *Pinus pinaster* Ait. submitted to contrasting watering regimes: can water availability explain regional variation? *Ann For Sci* 67: no 505
- Sanchez-Salguero R, Camarero JJ, Dobbertin M, Fernandez-Cancio A, Vila-Cabrera A, Manzanedo RD, Zavala MA, Navarro-Cerrillo RM (2013) Contrasting vulnerability and

- resilience to drought-induced decline of densely planted vs. natural rear-edge *Pinus nigra* forests. *For Ecol Manag* 310: 956–967
- Schär C, Vidale PL, Lüthi D, Frei C, Häberli C, Liniger MA, Appenzeller C (2004) The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature* 427:332–336
- Schilli S, Dobbertin M, Rigling A, Bucher HU (2008) Waldföhrensterben im Churer Rheintal – ein Vergleich zum Wallis. *Bündnerwald* 4:70–74
- Stadelmann G, Bugmann H, Wermelinger B, Meier F, Bigler C (2013) A predictive framework to assess spatio-temporal variability of infestations by the European spruce bark beetle. *Ecography* 36:1208–1217
- Thomson LJ, Macfadyen S, Hoffmann AA (2010) Predicting the effects of climate change on natural enemies of agricultural pests. *Biol. Control* 52:296–306
- Tschopp T, Holderegger R, Bollmann K (2012) Die Douglasie in der Schweiz: Auswirkungen auf die Biodiversität und Lebensräume im Wald: Eine Literaturübersicht. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf
- Usbeck T, Wohlgemuth T, Pfister C, Volz R, Beniston M, Dobbertin M (2010) Wind speed measurements and forest damage in Canton Zurich (Central Europe) from 1891 to winter 2007. *International Journal of Climatology* 30:347–358
- van der Schrier G, Briffa KR, Jones PD, Osborn TJ (2006) Summer moisture variability across Europe. *Journal of Climate* 19:2818–2834
- Vogel RB, Schweingruber FH (2001) Centennial variability of tree-ring width of spruce, fir and oak in relation to climate in Switzerland for the last 450 years. *Dendrochronologia* 19:197–209
- Walther GR, Hughes L, Vitousek P, Stenseth NC (2005) Consensus on climate change. *Trends Ecol. Evol.* 20:648–649
- Weber P, Bugmann H, Rigling A (2007) Radial growth responses to drought of *Pinus sylvestris* and *Quercus pubescens* in an inner-Alpine dry valley. *J. Veg. Sci.* 18:777–792
- Wermelinger B, Rigling A, Schneider Mathis D, Dobbertin M (2008) Assessing the role of bark- and wood-boring insects in the decline of Scots pine (*Pinus sylvestris*) in the Swiss Rhone valley. *Ecol. Entomol.* 33:239–249
- Wermelinger B, Seifert M (1998) Analysis of the temperature dependent development of the spruce bark beetle *Ips typographus* (L.) (Col., Scolytidae). *J. Appl. Entomol.* 122:185–191
- 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
- Wohlgemuth T, Brang P, Bugmann H, Rigling A & Zimmermann NE (2014) Forschung zu Wald und Klimawandel in Mitteleuropa: eine Werkschau. *Schweiz. Z. Forstwes* 165: 27–36.
- Wohlgemuth T, Conedera M, Kupferschmid Albisetti A, D., Moser B, Usbeck T, Brang P, Dobbertin M (2008) Effekte des Klimawandels auf Windwurf, Waldbrand und Walddynamik im Schweizer Wald. *Schweiz. Z. Forstwes.* 159:336–343
- Wohlgemuth T, Kull P, Wütrich H (2002) Disturbance of microsites and early tree regeneration after windthrow in Swiss mountain forests due to the winter storm Vivian 1990. *Forest Snow Landsc. Res.* 77:17–47
- Xu CG, Gertner GZ, Scheller RM (2007) Potential effects of interaction between CO₂ and temperature on forest landscape response to global warming. *Glob. Change Biol.* 13:1469–1483
- 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? *Forum Wissen* 2006:63–71
- Zimmermann NE, Jandl R, Hanewinkel M, Kunstler G, Kölling C, Gasparini P, Breznikar A, Meier ES, Normand S, Ulmer U, Gschwandtner T, Veit H, Naumann M, Falk W, Mellert K, Rizzo M, Skudnik M & Psomas A (2013) Potential future ranges of tree species in the Alps. Management strategies to adapt Alpine space forests to climate

- change risks (ed. by GA Cerbu, M Hanewinkel, G Gerosa, R Jandl), pp 37–48, InTech, Rijeka.
- Zingg A, Bürgi A (2008) Trockenperioden seit 1900 und Wachstum von Waldbeständen: eine Analyse langfristiger Datenreihen. Schweiz. Z. Forstwes. 159:351–361
- Zumbrunn C (2013) Klima-Wachstumsbeziehungen von Fichte, Föhre, Lärche und Weisstanne entlang von Höhengradienten im Kanton Graubünden. Masterarbeit ETH Zürich, Zürich

Verzeichnis der Schriftenreihe WSL Berichte

Auswertung der Stichprobeninventur 2012 im Naturwaldreservat Aletschwald
Henkner, J.; Heiri, C.; Tinner, R.; Wunder, J.; Brang, P., 2014. WSL Ber. 16: 66 S.

Auswertung der Vollkluppierung 2012 im Naturwaldreservat Aletschwald.
Aktueller Zustand und Bestandesdynamik seit 1962
Ballmer, I.; Heiri, C.; Brücker, R.; Tinner, R.; Wunder, J.; Brang, P., 2014.
WSL Ber. 15: 71 S.

Situazione fitosanitaria dei boschi 2013
Meier, F.; Engesser, R.; Forster, B.; Odermatt, O.; Angst, A., 2014. WSL Ber. 14: 28 S.

Protection des forêts – Vue d’ensemble 2013
Meier, F.; Engesser, R.; Forster, B.; Odermatt, O.; Angst, A., 2014. WSL Ber. 13: 28 S.

Schnee und Lawinen in den Schweizer Alpen. Hydrologisches Jahr 2011/12.
Techel, F.; Pielmeier, C.; Darms, G.; Teich, M.; Margreth, S., 2013. WSL Ber. 12: 87 S.

Forstschutz-Überblick 2013
Meier, F.; Engesser, R.; Forster, B.; Odermatt, O.; Angst, A., 2014. WSL Ber. 11: 28 S.

Schlüssel zur Bestimmung von nichtblühenden Seggen, Binsen und anderen Sauergräsern
in der Schweiz. Cyperaceae, Juncaceae, Juncaginaceae, Scheuchzeriaceae
Graf, U.H., 2014. WSL Ber. 10: 129 S.

Methoden zur quantitativen Beurteilung von Gerinneprozessen in Wildbächen
Rickenmann, D., 2014. WSL Ber. 9: 105 S.

Flexible Murgangbarrieren - Bemessung und Verwendung
Volkwein, A., 2014. WSL Ber. 8: 31 S.

Zukunftsbilder für die Landschaft in vier periurbanen Regionen der Schweiz
Tobias, S., 2014. WSL Ber. 7: 69 S.

Bodenschutz im Wald: Ziele – Konflikte – Umsetzung. Forum für Wissen 2013
Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL (Hrsg.) 2013.
WSL Ber. 6: 116 S.

Schnee und Lawinen in den Schweizer Alpen. Hydrologisches Jahr 2011/12
Techel, F.; Pielmeier, C.; Darms, G.; Teich, M.; Margreth, S., 2013. WSL Ber. 5: 118 S.

Situazione fitosanitaria dei boschi 2012
Meier, F.; Engesser, R.; Forster, B.; Odermatt, O.; Angst, A., 2013. WSL Ber. 4: 28 S.

Protection des forêts - Vue d’ensemble 2012
Meier, F.; Engesser, R.; Forster, B.; Odermatt, O.; Angst, A., 2013. WSL Ber. 3: 28 S.

Forstschutz-Überblick 2012
Meier, F.; Engesser, R.; Forster, B.; Odermatt, O.; Angst, A., 2013. WSL Ber. 2: 28 S.

Hochwasserschutz in der Stadt Zürich: Eine empirische Studie zur Riskokommunikation
Maidl, E.; Buchecker, M., 2013. WSL Ber. 1: 88 S.

Alle WSL Berichte sind als Download auf www.wsl.ch/berichte verfügbar.