

Trockenheitseffekte auf Wachstum und Mortalität der Waldföhren im Pfynwald, Wallis



Brigitte Rohner

Oktober 2008

**Masterarbeit an der Professur für Waldökologie im
Departement Umweltwissenschaften an der ETH Zürich**

Referent:

Dr. Christof Bigler, ETH Zürich

Korreferent:

Dr. Matthias Dobbertin, WSL Birmensdorf

Inhalt

Abbildungsverzeichnis	3
Tabellenverzeichnis.....	4
1 Zusammenfassung.....	5
2 Einleitung.....	7
2.1 Bedeutung des Klimas für die Verbreitung von Bäumen	7
2.2 Hohe Waldföhrenmortalität im Wallis	7
2.3 Decline-Disease-Theorie	8
2.4 Motivation und Fragestellung	10
3 Untersuchungsgebiet und Baumart.....	12
3.1 Klima.....	12
3.2 Pfywald	13
3.3 Vegetation	14
3.4 Waldföhre (<i>Pinus sylvestris</i> L.)	14
4 Material und Methoden.....	18
4.1 Stichprobenauswahl	18
4.2 Feldarbeit.....	19
4.3 Aufbereitung der Bohrkerns und Jahrringe	22
4.4 Klimadaten und Wasserdefizite	23
4.5 Datenanalyse.....	25
4.5.1 Verteilung der untersuchten Variablen.....	25
4.5.2 Untersuchung des Klimaeinflusses auf das Baumwachstum.....	25
4.5.3 Vergleiche der Wachstumsmuster von toten und lebenden Waldföhren.....	25
4.5.4 Modellierung der Überlebenswahrscheinlichkeit (logistisches Modell)	26
4.5.5 Modellierung von Wachstumsverhältnissen (lineare Modelle)	28
5 Ergebnisse	30
5.1 Zeitpunkt des Absterbens	30
5.2 Verteilung der untersuchten Variablen	30
5.3 Wasserdefizite	32
5.4 Wachstumsverlauf	33
5.5 Untersuchung des Klimaeinflusses auf das Baumwachstum	34
5.6 Vergleiche der Wachstumsmuster von toten und lebenden Waldföhren.....	35
5.6.1 Vergleich des Wachstums einzelner Jahre	35

5.6.2	<i>Vergleich der 5-Jahres-Wachstumsraten</i>	36
5.6.3	<i>Vergleich der Wachstumsverhältnisse vor/nach einzelner Jahre</i>	37
5.7	Modellierung der Überlebenswahrscheinlichkeit (logistisches Modell).....	39
5.8	Modellierung von Wachstumsverhältnissen (lineare Modelle).....	40
5.9	Einfluss des Mistelbefalls auf lebende und tote Waldföhren	47
6	Diskussion	49
6.1	Zeitpunkt des Absterbens	49
6.2	Einfluss des Klimas und der Wasserdefizite auf das Wachstum und die Mortalität	50
6.3	Unterschiede im Wachstum der lebenden und der abgestorbenen Waldföhren	53
6.4	Repräsentativität der untersuchten Variablen	55
6.5	Einfluss des Mistelbefalls	57
6.6	Einflüsse auf den fortschreitenden Absterbeprozess	59
6.6.1	<i>Wachstumsverhältnisse als Indikatoren der Wachstumsreaktionen</i>	60
6.6.2	<i>Allgemeine Muster der Wachstumsreaktionen</i>	60
6.6.3	<i>Wachstumsreaktionen auf das Jahr 1996</i>	61
6.6.4	<i>Wachstumsreaktionen auf die Jahre 1997 - 2001</i>	61
6.6.5	<i>Wachstumsreaktionen auf das Jahr 2002</i>	62
6.6.6	<i>Wachstumsreaktionen auf das Jahr 2003</i>	63
6.7	Das Absterben der Waldföhren im Pfywald nach der Decline-Disease-Theorie ..	64
6.7.1	<i>Schwächende Faktoren</i>	64
6.7.2	<i>Auslösende Faktoren</i>	65
6.7.3	<i>Finale Faktoren</i>	66
7	Schlussfolgerung	68
8	Dank	70
9	Literatur	71
	Anhang	77

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Auf das Absterben der Waldföhren wirkende Faktoren.	9
Abbildung 2: Temperatur und Niederschlag in Sion.	12
Abbildung 3: Der Pfywald im Rhônetal.	13
Abbildung 4: Ökogramm.	15
Abbildung 5: Jahrringe der Waldföhre.	16
Abbildung 6: Wurzelsystem der Waldföhren.	16
Abbildung 7: Föhrenmistel (<i>Viscum album ssp. austriacum</i>).	17
Abbildung 8: Untersuchungsperimeter.	18
Abbildung 9: Die soziale Stellung der Bäume.	21
Abbildung 10: Masterchronologie.	22
Abbildung 11: Partieller Jahrring.	23
Abbildung 12: Declining availability functions.	24
Abbildung 13: Letzte Jahrringbildung der abgestorbenen Föhren.	30
Abbildung 14: Verteilung der untersuchten Variablen.	31
Abbildung 15: Monatliche und jährliche Wasserdefizite.	32
Abbildung 16: Das Wachstum der lebenden und der abgestorbenen Föhren ab 1900.	33
Abbildung 17: Korrelations- und Response-Koeffizienten der Temperatur und des Niederschlags auf das Wachstum der lebenden Föhren.	34
Abbildung 18: Vergleich des Wachstums der lebenden und der toten Waldföhren ab 1980.	35
Abbildung 19: Vergleich der 5-Jahres-Wachstumsraten der lebenden und der toten Waldföhren ab 1980.	36
Abbildung 20: Vergleich der Wachstumsverhältnisse vor/nach einzelner Jahre der lebenden und der toten Waldföhren ab 1980.	38
Abbildung 21: Wirkung des unterschiedlichen Mistelbefalls auf die Wachstumsverhältnisse der lebenden und der toten Waldföhren.	48

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Die zehn Jahre mit den höchsten Wasserdefiziten seit 1865.....	33
Tabelle 2: Koeffizienten und p-Werte des logistischen Modells zur Überlebenswahrscheinlichkeit.....	39
Tabelle 3: Lineare Modelle mit den Verhältnissen des Wachstums vor/nach 1996 als Zielvariablen.....	42
Tabelle 4: Lineare Modelle mit den Verhältnissen des Wachstums vor/nach 1997 als Zielvariablen.....	43
Tabelle 5: Lineare Modelle mit den Verhältnissen des Wachstums vor/nach 1998 als Zielvariablen.....	44
Tabelle 6: Lineare Modelle mit den Verhältnissen des Wachstums vor/nach 1999 als Zielvariablen.....	44
Tabelle 7: Lineare Modelle mit den Verhältnissen des Wachstums vor/nach 2000 als Zielvariablen.....	45
Tabelle 8: Lineare Modelle mit den Verhältnissen des Wachstums vor/nach 2001 als Zielvariablen.....	45
Tabelle 9: Lineare Modelle mit den Verhältnissen des Wachstums vor/nach 2002 als Zielvariablen.....	46
Tabelle 10: Lineare Modelle mit den Verhältnissen des Wachstums vor/nach 2003 als Zielvariablen.....	46

1 Zusammenfassung

Klimatischer Wandel wie im Zuge der aktuellen globalen Klimaänderung kann sukzessive und plötzliche Veränderungen in Waldökosystemen auslösen. Auch in der Schweiz sind die Anzeichen der Klimaänderung deutlich spürbar, insbesondere in Form höherer Temperaturen. Seit Beginn des Temperaturanstiegs in den 1980er-Jahren wurde im Schweizer Rhônetal eine aussergewöhnlich hohe Waldföhrenmortalität festgestellt, welche unter anderem auf die veränderten Klimabedingungen zurückgeführt wurde. Neben Trockenheitseffekten wurden auch Insekten-, Pilz- und Mistelbefälle, Änderungen in der Waldnutzung und Konkurrenzeffekte mit der hohen Mortalität in Zusammenhang gebracht. Weshalb gewisse Waldföhren absterben und direkt daneben stehende überleben, konnte aber noch nicht abschliessend geklärt werden.

Dieser Frage wurde im Rahmen dieser Masterarbeit nachgegangen, indem das Wachstum abgestorbener Waldföhren aus dem Pfywald im Rhônetal mit dem Wachstum lebender Waldföhren verglichen wurde. Dazu wurden in einer gepaarten Stichprobe Bohrkerne von je 61 toten und lebenden Waldföhren entnommen und deren Wachstum seit 1980 mittels gepaarten Wilcoxon-Rangsummentests verglichen. Des Weiteren wurde der Einfluss der Temperatur und des Niederschlags auf das Wachstum mittels Korrelations- und Responsefunktionen ermittelt. Anhand logistischer Regression wurde analysiert, inwiefern die Konkurrenz sowie baumspezifische Variablen wie die Baumhöhe, die soziale Stellung und der Mistelbefall auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Waldföhren wirkten. Der Einfluss dieser Variablen und der zusätzlichen Variablen Höhe über Meer, Exposition, Hangneigung, kleinräumige Topografie und Brusthöhendurchmesser auf die Wachstumsentwicklung wurde mittels linearer Regression modelliert.

Seit Anfang der 1990er-Jahre wuchsen die abgestorbenen Waldföhren deutlich schlechter als die lebenden. Das Wachstum wurde positiv vom Niederschlag im Dezember des Vorjahres bis zum Mai des laufenden Jahres beeinflusst. Es konnte gezeigt werden, dass der Mistelbefall die Überlebenswahrscheinlichkeit stark beeinflusste. Auch auf die Wachstumsentwicklung hatte der Mistelbefall in Kombination mit der Hangneigung und der sozialen Stellung einen negativen Einfluss. Kurz vor dem Absterben wirkten auch der Brusthöhendurchmesser, die Topografie und die Exposition auf die Wachstumsentwicklung. Das Wachstum der lebenden Waldföhren zeigte nach 2003 ähnliche Abhängigkeiten wie das Wachstum der abgestorbenen Waldföhren vor deren Tod.

Die Trockenheit kann im Mortalitätsprozess der Waldföhren im Rhôneetal sowohl als schwächender, auslösender als auch finaler Faktor wirken. Darüber hinaus schwächt der Mistelbefall die Waldföhren durch zusätzlichen Wasserverlust. Die Effekte der Trockenheit und der Misteln treten verstärkt an Standorten auf, deren topografischen Eigenschaften ungünstig auf den Bodenwasserhaushalt wirken. Da im Zuge der globalen Klimaänderung ein weiterer Temperaturanstieg in der Schweiz erwartet wird, wird der auf die Waldföhren wirkende Trockenstress weiter ansteigen. Deshalb und da die lebenden Waldföhren nach 2003 ähnliche Wachstumsmuster wie die abgestorbenen Waldföhren vor dem Tod zeigten, ist zu erwarten, dass sich einige der heute noch lebenden Waldföhren bereits im Absterbeprozess befinden.

2 Einleitung

2.1 Bedeutung des Klimas für die Verbreitung von Bäumen

Die Verteilung der verschiedenen Pflanzenarten in der Landschaft hängt stark vom Klima ab. Diese Tatsache wurde beispielsweise durch die Ausbreitungsbewegungen der Pflanzen während des Rückzugs der letzten Eiszeit vor rund 10'000 Jahren besonders deutlich (Betancourt et al. 1990, Burga und Perret 1998). Solche längerfristigen Vegetationsveränderungen werden am ausgeprägtesten in der Verteilung und der Häufigkeit von langlebenden Bäumen und Gebüsch festgelegt (Schlesinger und Gramenopoulos 1996). Aber nicht nur langsame klimatische Veränderungen, auch extreme klimatische Ereignisse wie Dürren, Hitzewellen und Unwetter können sukzessive oder plötzliche Veränderungen in Waldökosystemen auslösen (Innes 1998). Da im Zuge der globalen Klimaänderung sowohl längerfristig ein Temperaturanstieg als auch ein vermehrtes Auftreten von Extremereignissen erwartet wird (IPCC 2007), sind Veränderungen von Waldökosystemen als Reaktion auf die Klimaänderung ein Thema in der Forschung wie nie zuvor (Schlesinger und Gramenopoulos 1996, Hanson und Weltzin 2000, Jolly et al. 2005). Insbesondere die Rolle der klimabedingten Mortalität rückte vermehrt ins Blickfeld der Forscher (Allen und Breshears 1998, Mueller et al. 2005, Bigler et al. 2006).

2.2 Hohe Waldföhrenmortalität im Wallis

In der Schweiz sind die Anzeichen der Klimaänderung deutlich ausgeprägt. So war der Temperaturanstieg im 20. Jahrhundert mehr als doppelt so stark als im globalen Mittel und ereignete sich zum Grossteil während der letzten 20 Jahre (Rebetez 1999, 2001). Im gleichen Zeitraum, ungefähr seit Anfang der 1990er-Jahre, wurde in inneralpinen Tälern der Alpen eine ungewöhnlich hohe Mortalität von Waldföhren (*Pinus sylvestris* L.) festgestellt (Cech und Perni 1998, Vertui und Tagliaferro 1998). Besonders davon betroffen ist das schweizerische Rhône-tal, in welchem zwischen 1995 und 2000 lokal die Hälfte der Waldföhren abstarb (Dobbertin 1999, Rigling und Cherubini 1999). Eine Fläche von rund 5'000 ha der gesamthaft 12'000 ha Föhrenwald des Wallis ist vom Absterben der Waldföhren betroffen, wobei das Absterben nicht bestandesweise erfolgt, sondern sich tote Waldföhren oft unmittelbar neben lebenden Waldföhren befinden (Bigler et al. 2006, Weber et al. 2007). Diese hohe Waldföhrenmortalität wurde unter anderem als Folge veränderter Nutzung des Waldes und der veränderten Klimaeinflüsse interpretiert (Rebetez und Dobbertin 2004, Dobbertin et al. 2005b, Rigling et al. 2006a, Gimmi et al. 2008).

Trockenstress wird dabei intensiv als auslösender Faktor der Mortalität diskutiert (Rigling und Cherubini 1999, Rebetez und Dobbertin 2004, Dobbertin et al. 2005, Bigler et al. 2006). So wurden die höchsten jährlichen Mortalitäten nach den Trockenjahren 1998 und 2003 verzeichnet (Dobbertin et al. 2005). Das Mortalitätsrisiko steigt insbesondere, wenn mehrere trockene Jahre aufeinander folgen, wobei der Tod des Baumes im Allgemeinen erst mehrere Jahre nach der Trockenheit eintritt (Bigler et al. 2006). Da die Reaktion auf Trockenheit im Rhônetal als artspezifisch ermittelt wurde, ist es möglich, dass Flaumeichen (*Quercus pubescens* Willd.) den Platz der absterbenden Waldföhren einnehmen werden (Weber et al. 2007). Der Einfluss des Trockenstresses wurde grösstenteils anhand von Wachstumsmustern mittels dendroökologischer Methoden untersucht. Diese Methoden sind dazu besonders geeignet, da die Temperatur und der Niederschlag als Wachstumsfaktoren Einfluss auf die Jahrringbreiten nehmen (Fritts 1976, Schweingruber 1996).

Als mögliche weitere Faktoren, die im Zusammenhang mit dem Absterben der Waldföhren stehen könnten, wurden Befälle mit Nematoden (Polomski et al. 2006) sowie rinden- und holzbohrenden Insekten (Wermelinger et al. 2008), Pilzbefall (Rigling et al. 2006b), Mistelbefall, Kronentransparenz, Kronenkonkurrenz, soziale Stellung, männliche Blütenbildung, Totastanteil und Nadelverfärbungen diskutiert (Dobbertin und Rigling 2006). Der Einfluss dieser Faktoren wurde oft mit modellierten Absterbewahrscheinlichkeiten in Zusammenhang gebracht. Ausserdem kombinierten Rigling et al. (2006b) die zahlreichen Faktoren unter Berücksichtigung der „Decline-Disease-Theorie“ von Manion (1981), welche im folgenden Abschnitt erklärt wird¹.

2.3 Decline-Disease-Theorie

Es ist nicht nur ein einzelner Faktor, sondern eine Kombination mehrerer Faktoren für das Absterben der Waldföhren im Rhônetal verantwortlich (Rigling und Cherubini 1999, Bigler et al. 2006). Die „Decline-Disease-Theorie“ ist ein Konzept, welches die Wirkung einer solchen Kombination verschiedener Umweltfaktoren auf den Vitalitätsverlust oder das Absterben von Bäumen beschreibt (Manion 1981). Das Konzept unterscheidet dabei zwischen schwächenden (predisposing), auslösenden (inciting) und finalen (contributing) Faktoren. Schwächende Faktoren entkräften einen Baum über Jahre oder Jahrzehnte und machen ihn anfällig für die kurzzeitig wirkenden auslösenden Stressfaktoren. Diese greifen die physiologischen Prozesse an und reduzieren die Widerstandskraft. Das Absterben des entkräfteten Baumes hängt dann nur noch vom Auftreten eines finalen Stressfaktors ab.

¹ Der Ausdruck „Decline-Disease-Theorie“ ist nur schwer ins Deutsche übersetzbar, wobei teilweise der Begriff „Todesspirale“ verwendet wird. „Decline“ kann als Vitalitätsverschlechterung umschrieben werden.

Ein Klimaeinfluss, der als schwächender Faktor langfristig wirkt, könnte permanenter Trockenstress auf generell trockenen Böden sein. Ansonsten wirken beispielsweise die Konkurrenz oder die Baumalterung als schwächende Faktoren. Mögliche klimatische auslösende Faktoren sind ein extrem trockenes Jahr oder mehrere sehr trockene Jahre innert kurzer Zeit. Auch Insekten- oder Pilzbefall kann als auslösender Faktor wirken. Ein Klimaereignis, welches dann einen Baum als finalen Faktor zum Absterben bringt, könnte ein Frost oder eine extreme Trockenheit sein. Beispiele für weitere finale Faktoren sind Befälle mit sekundären Insekten und Phytopathogenen. In der Literatur werden Klimaparameter hauptsächlich als auslösende Faktoren diskutiert (Bigler et al. 2006).

Rigling et al. (2006b) haben basierend auf der „Decline-Disease-Theorie“ den Stand der Forschung bezüglich der hohen Mortalität der Waldföhren im Rhônetal zusammengefasst (Abbildung 1). Sie sehen als schwächende Faktoren die Baumalterung, die zunehmende Bestandeskonkurrenz, die generell wirkende Trockenheit, den starken Mistelbefall, regelmäßigen Insektenfrass durch den Kleinen Waldgärtner (*Tomicus minor*), pathogene Pilze und Nematoden (Gattung *Bursaphelenchus*). Als auslösende Faktoren werden Trockenperioden sowie Insektenbefall durch Borkenkäfer (*Phaenops cyanea*, *Ips acuminatus*), Nematoden oder Bläuepilze (*Leptographium serpens*, *Ophiostoma minus*) genannt. Als finale Faktoren interpretieren Rigling et al. (2006b) akuten Mistelbefall, Nematoden, Fröste, pathogene Pilze und sekundäre Schadinsekten wie beispielsweise Holzwespen (*Sirex noctilio*).

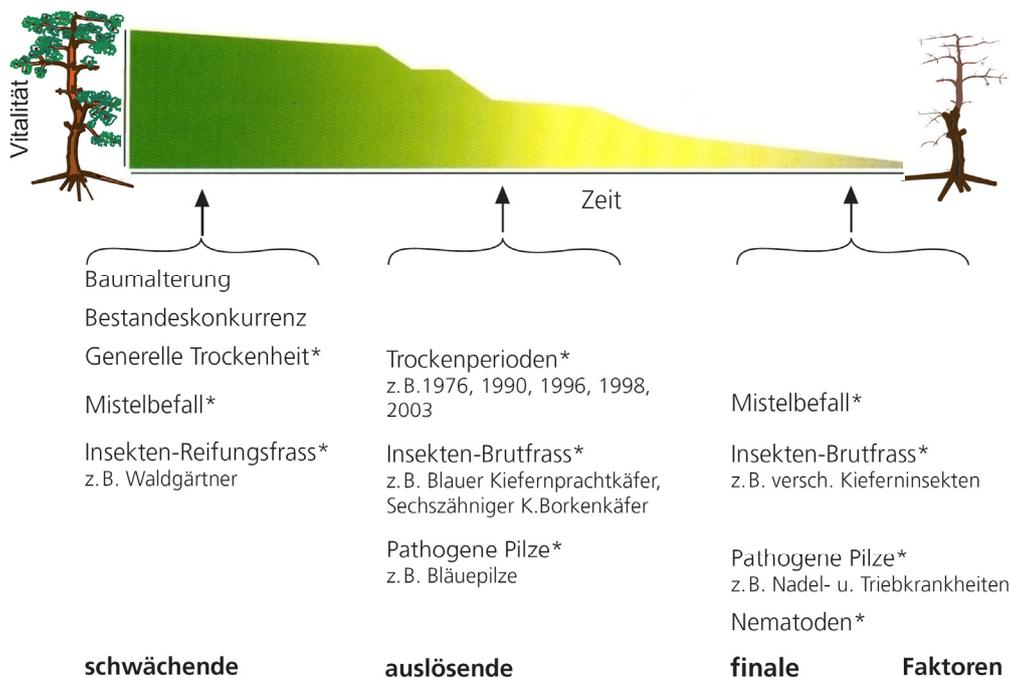


Abbildung 1: Auf das Absterben der Waldföhren wirkende Faktoren.

Die Einflüsse, welche auf das Absterben der Waldföhren im Rhônetal wirken, sind in schwächende, auslösende und finale Faktoren eingeteilt. Mit einem * sind jene Faktoren markiert, die direkt oder indirekt durch die Klimaänderung beeinflusst werden. Aus Rigling et al. (2006b).

2.4 Motivation und Fragestellung

Zwar konnten bereits zahlreiche Einflüsse auf das Absterben der Waldföhren im Rhôneal nachgewiesen werden, weshalb aber einzelne Föhren absterben während direkt daneben stehende überleben, konnte noch nicht abschliessend beantwortet werden. In der vorliegenden Arbeit wird auf diese Frage eingegangen, indem eine Brücke zwischen der dendroökologischen Untersuchung der Reaktion des Wachstums auf die Klimaparameter und den Einflüssen der weiteren Faktoren auf die Überlebenswahrscheinlichkeit geschlagen wird. Auf diese Weise kann untersucht werden, wie das Klima in Kombination mit zahlreichen weiteren Parametern das Wachstum der Waldföhren im Rhôneal beeinflusst und wie sich dieser Einfluss im Zeitraum vor dem Absterben verändert. Ausserdem berücksichtigt ein solches Vorgehen, dass das Absterben von Bäumen einen über mehrere Jahre dauernden Prozess darstellt (Osterwalder 2007). Ausgehend von Erhebungen im Pfywald im Rhôneal werden folgende Fragen behandelt:

- **Wie beeinflussen die Temperatur, der Niederschlag und das Wasserdefizit das Wachstum der Waldföhren aus dem Pfywald im Rhôneal?**

Zur Beantwortung dieser Frage werden Korrelations- und Responsefunktionen berechnet. Es wird erwartet, dass hohe Temperaturen, tiefer Niederschlag und hohe Wasserdefizite das Wachstum der Waldföhren im trockenen Pfywald negativ beeinflussen.

- **Wie unterscheiden sich die Wachstumsmuster absterbender Waldföhren vor deren Tod von den Wachstumsmustern überlebender Waldföhren im Pfywald?**

Insbesondere die Reaktion des Wachstums auf einzelne trockene Jahre wird analysiert, indem die Wachstumsraten vor den einzelnen Jahren mit den Wachstumsraten nach den entsprechenden Jahren verglichen werden. Dabei wird eine stärkere Wachstumsreduktion der in der Folge abgestorbenen Waldföhren erwartet.

- **Wird die Überlebenswahrscheinlichkeit der Waldföhren im Pfywald von der Baumhöhe, der Konkurrenz, der sozialen Stellung und dem Mistelbefall beeinflusst?**

Die Beantwortung dieser Frage soll einen Beitrag zur Diskussion leisten, weshalb gewisse Waldföhren im Rhôneal absterben und unmittelbar daneben stehende überleben. Die Überlebenswahrscheinlichkeit wird dabei durch ein logistisches Modell modelliert.

- **Wie beeinflussen Standortparameter (Hangneigung, Höhe über Meer, Topografie und Konkurrenz) sowie baumspezifische Parameter (Brusthöhendurchmesser, Baumhöhe, soziale Stellung und Mistelbefall) die Reaktion des Wachstums auf die einzelnen Jahre ab 1996?**

Diese Frage wird durch die Anpassung linearer Modelle beantwortet, wodurch ebenfalls Aufschluss über die diffuse Verteilung der toten Waldföhren erhofft wird. Aufgrund der diffusen Verteilung wird insbesondere eine Abhängigkeit von den lokalen Standortparametern erwartet. Besonderes Augenmerk gilt ausserdem der Frage, ob und allenfalls wie sich solche Einflüsse zwischen den absterbenden und den überlebenden Föhren unterscheiden und wie sie sich im Laufe des Absterbeprozesses ändern.

Anhand der durch die Beantwortung dieser vier Forschungsfragen erworbenen Erkenntnisse wird abschliessend versucht, die Anwendung der „Decline-Disease-Theorie“ auf das Absterben der Waldföhren im Rhônetal zu konkretisieren.

3 Untersuchungsgebiet und Baumart

3.1 Klima

Das Rhônetal ist ein inneralpines Tal im Südwesten der Schweiz im Kanton Wallis. Das Tal weist einen kontinentalen Charakter auf, was sich in niedrigen jährlichen Niederschlagsmengen, starken Temperaturschwankungen und hoher Strahlungsintensität äussert (Abbildung 2). Mit weniger als 600 mm Niederschlag pro Jahr² ist das Gebiet zwischen Visp und Sion eines der trockensten der Schweiz (Bigler et al. 2006, Rigling et al. 2006a). Innerhalb des Rhônetales nimmt der Niederschlag infolge Abschirmung der feuchten Luft vom Genfersee durch die Berge nach Osten hin deutlich ab und gleichzeitig verschiebt sich das Maximum der Niederschläge vom Sommer in den Winter. Deshalb nimmt der auf die Vegetation wirkende sommerliche Trockenstress nach Osten zu und erreicht bei Visp seinen Höhepunkt (Rigling et al. 2006a). Die Durchschnittstemperatur im Rhônetal beträgt 9.2°C.² Die mittlere monatliche Sonneneinstrahlung ist im Juli am höchsten und kann bis zu 280 W/m² erreichen (Kirchhofer 2000). Das Windsystem des Rhônetales ist von Westen nach Osten ausgerichtet. (Kienast 1982).

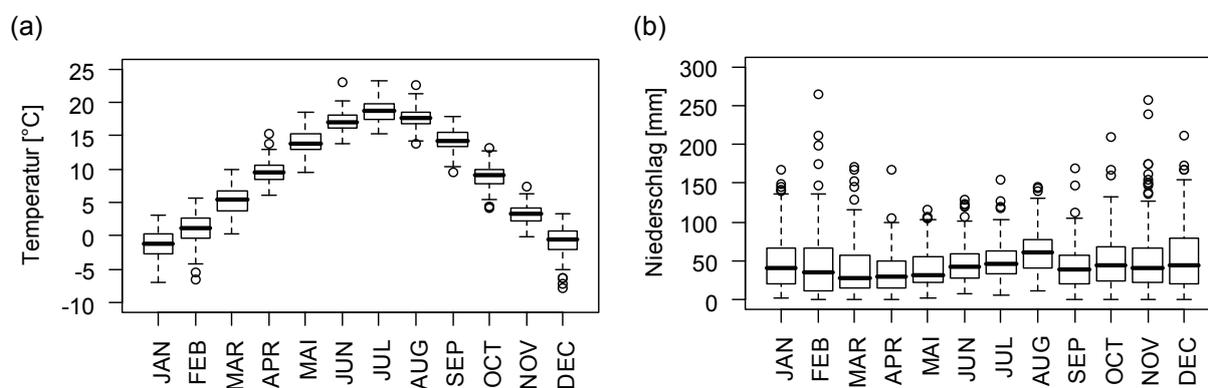


Abbildung 2: Temperatur und Niederschlag in Sion.

Gezeigt sind die Verteilung der monatlichen Temperaturen (a) und die Verteilung der monatlichen Niederschlagsmengen (b) gemessen an der Klimastation Sion. Die Daten sind verfügbar ab 1865.³ Die Abkürzungen JAN, FEB, usw. stehen für die Monate Januar, Februar, usw.

Die Temperaturentwicklung der letzten hundert Jahre zeigt im Wallis wie in der restlichen Schweiz einen starken Anstieg (Begert et al. 2005). Insbesondere die Anzahl heisser Tage mit mittleren Temperaturen über 20°C hat in den letzten Jahrzehnten markant zugenommen (Rebetez und Dobbertin 2004). Die Niederschläge blieben während der letzten hundert Jahre hingegen konstant (Rebetez und Dobbertin 2004).

² <http://www.meteoschweiz.admin.ch/web/de/klima/klimadiagramme/sio.html>

³ http://www.meteoschweiz.admin.ch/web/de/klima/klimaentwicklung/homogene_reihen.html

3.2 Pfywald

Als Untersuchungsgebiet wurde der westlichste Teil des Pfywaldes gewählt (Abbildung 3). Der Pfywald dehnt sich im oberen Rhônetal von Leuk bis Sierre auf einer Höhe von 500 - 700 m. ü. M. aus und umfasst eine Fläche von rund 700 ha (Oggier und Werner 1986). Im Norden wird er durch die Rhône begrenzt. Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich der Koordinaten 609'400//126'700 und 609'900 // 127'100 (Koordinatensystem CHLV03). Das gewählte Gebiet zeigt die hohe Mortalität der Waldföhren seit 1980 besonders deutlich (Bigler et al. 2006). Im Pfywald bei Sierre schied die ETH Zürich in den 1950er-Jahren ein Reservat von 6 ha Grösse aus, das seither zur langfristigen Untersuchung der Walddynamik dient (vgl. Abbildung 8 im Kapitel 4.1).⁴ Um dem Wald eine möglichst natürliche Entwicklung zu ermöglichen, wurden seither keine menschlichen Eingriffe vorgenommen. Das Reservat ist topografisch sehr divers und weist sowohl einen Hügel, eine Senke, zahlreiche kleinere Kuppen und Hänge mit Exposition in alle Richtungen auf.

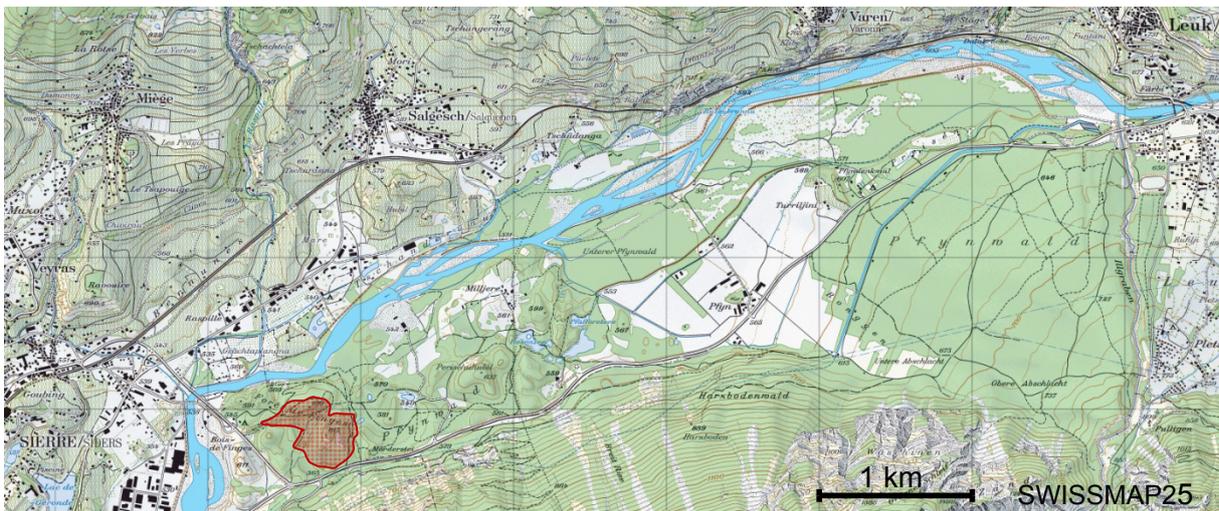


Abbildung 3: Der Pfywald im Rhônetal.

Der westlichste Teil des Pfywaldes bei Sierre wurde als Untersuchungsgebiet gewählt (rote Fläche).

Die Topografie des gesamten Pfywaldes kann als hügelig bezeichnet werden, wobei sich zahlreiche Hügel rund 50 - 80 m über mehrere kleine Seen erheben (Bendel et al. 2006). Geologisch befindet sich der Pfywald auf Ablagerungen eines Bergsturzes, der sich am Ende der letzten Eiszeit vor rund 10'000 Jahren ereignete, als nach dem Rückzug des Eises die frei gelegten Hänge der umliegenden Berge instabil wurden (Bille und Werner 1986). Der häufigste Bodentyp im Pfywald ist der Regosol, wobei auch Rendzinen auftreten. Der Boden ist skelettreich bis extrem skelettreich und damit stark wasserdurchlässig. Deshalb ist das Wasserspeichervermögen des Bodens im Pfywald im Allgemeinen gering bis sehr gering (Schweizerisches Bundesamt für Statistik 1980).

⁴ <http://www.waldreservate.ch>

3.3 Vegetation

Drei Viertel der Fläche des Pfywaldes werden pflanzensoziologisch dem Föhrenwald zugeordnet, wobei die Waldgesellschaften *Erico-Pinetum caricetosum albae* und *Ononido-Pinetum / Odontito-Pinetum* am häufigsten vertreten sind (Werner 1985). Damit ist der Pfywald der grösste Waldföhrenwald der Schweiz (Bendel et al. 2006). Bille und Werner (1986) teilen die Waldföhrenwälder des Pfywalds in Augentrost-Föhrenwald, Niedrigseggen-Föhrenwald, Weiss-Seggen-Föhrenwald und Schneeheide-Föhrenwald auf. Der Augentrost-Föhrenwald ist in der Schweiz einzigartig und tritt nur an extrem trockenen Stellen auf. Im Pfywald ist er auf Kuppenlagen beschränkt, wo die Waldföhren nur eine Höhe von 6 - 8 m erreichen. Der Niedrigseggen-Föhrenwald ist im Pfywald ziemlich verbreitet und tritt an trockenen, sonnenbeschienenen Stellen auf, wo im Unterwuchs die Niedrig-Segge (*Carex humilis*) stark vertreten ist. Die Waldföhren dieser Gesellschaft erreichen Höhen von 8 - 16 m. Der Weiss-Seggen-Föhrenwald bedeckt weite Flächen zwischen den Hügeln im Pfywald, wo es nur mässig trocken ist. Im Unterwuchs herrscht die Weiss-Segge (*Carex alba*) vor. Die Waldföhren können an solchen Stellen 14 - 20 m hoch werden. In kühlen und feuchten Mikroklimata, beispielsweise an Nordhängen, bildet sich der Schneeheide-Föhrenwald aus. Waldföhren dieser Standorte erreichen Höhen von 10 - 15 m, wobei auch wenige Fichten und Lärchen auftreten können. Im Unterwuchs dominieren *Ericaceae* (Bille und Werner 1986). Die Flaumeiche, welche sich in den letzten Jahrzehnten kontinuierlich ausbreiten konnte, ist neben der Waldföhre die zweithäufigste Baumart im Pfywald (Weber et al. 2007).

3.4 Waldföhre (*Pinus sylvestris* L.)

Die Waldföhre ist eine lichtbedürftige, ansonsten jedoch relativ anspruchslose Pionierbaumart. Entsprechend gross ist ihre physiologische Amplitude, d.h. ihre potenzielle Verbreitung umfasst sowohl feuchte als auch trockene Standorte und sie wächst auf sauren sowie basischen Böden. Aufgrund ihrer geringen Schattentoleranz wird die Waldföhre jedoch unter Konkurrenzbedingungen häufig von anderen Baumarten aus ihrem potenziellen Verbreitungsgebiet verdrängt (Abbildung 4). So findet sie ihr Existenzoptimum auf sauren, sehr feuchten oder trockenen Standorten, wobei junge Altersstadien etwas empfindlicher gegenüber Trockenheit sind (Ellenberg 1996, Schütt und Stimm 2006). Die Waldföhre ist ausserdem weitgehend resistent gegenüber Früh- und Spätfrösten (Schütt und Stimm 2006).

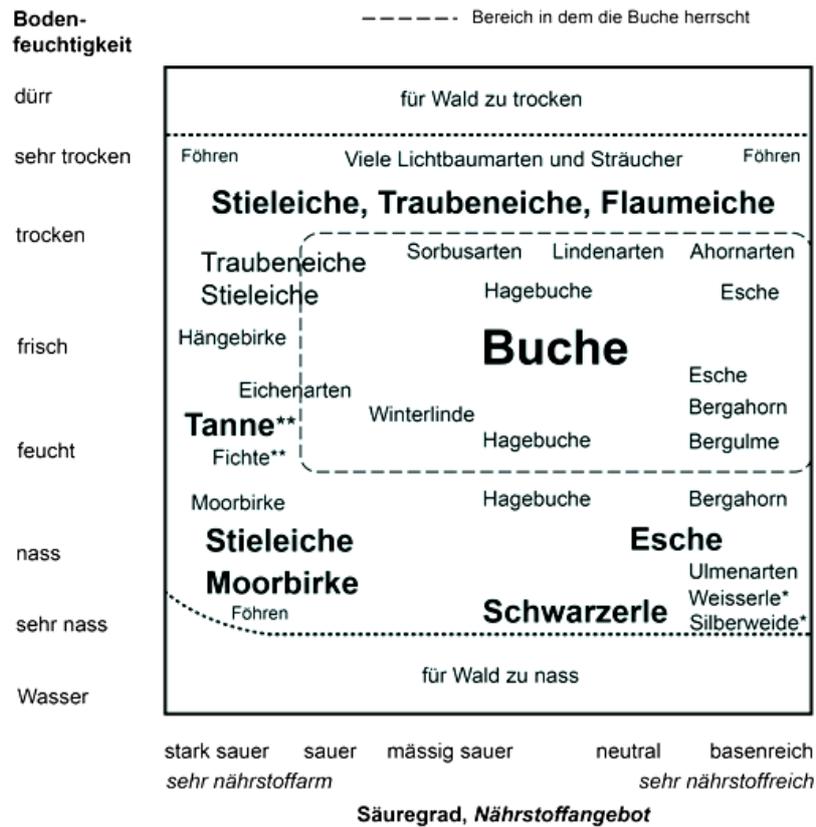


Abbildung 4: Ökogramm.

Die Waldföhre weist zwar eine grosse physiologische Amplitude auf, wird aber an vielen Standorten von anderen Baumarten verdrängt, sodass sie sich nur auf extremen Standorten durchsetzen kann.⁵

Die Waldföhre weist ein extrem weites Verbreitungsgebiet auf und ist weltweit die am weitesten verbreitete Art der Gattung *Pinus* (Richardson 1998, Martínez-Vilalta und Piñol 2002). Sie co-dominiert unter kühlen kontinentalen Bedingungen in Wäldern von Skandinavien, Osteuropa und im Norden von Asien (Walter 1974). Die Waldföhre ist neben der Flaumeiche die dominierende Baumart im Pfywald. Im Wallis sind die Waldföhren im Gegensatz zum Rest der Schweiz und Zentraleuropas nicht auf extreme Standorte beschränkt, vielmehr sind sie für den kontinentalen Gebirgszug bis auf 2100 m. ü. M. charakteristisch (Landolt 1992).

Waldföhren erreichen im Mittel eine Höhe von 23 - 27 m, wobei der Höhenzuwachs oft bereits im Alter von 10 - 15 Jahren kulminiert (Schütt und Stimm 2006). Durchschnittlich erreichen sie einen Brusthöhendurchmesser (BHD, Durchmesser auf ca. 1.3 m über dem Boden) von 50 - 80 cm. Die entsprechenden Höchstwerte liegen bei einer Höhe von 45 m und einem BHD von 150 cm. Im Pfywald werden die Waldföhren jedoch selten höher als 20 m (Bille und Werner 1986). In der Regel können Waldföhren bis zu 200 - 300 Jahre alt werden (Schütt und Stimm 2006).

⁵ http://www.gehoelze.ch/Oekogramm_submontan.pdf

Das Holz der Waldföhren ist weich bis mittelhart. Das dunkle Spätholz kontrastiert stark mit dem hellen Frühholz, weshalb die Jahrringgrenzen sehr gut erkennbar sind (Schütt und Stimm 2006, Abbildung 5). Waldföhren sind deshalb äusserst geeignet für dendrochronologische Untersuchungen, wo sie bereits häufig verwendet wurden (vgl. Schweingruber 2005).

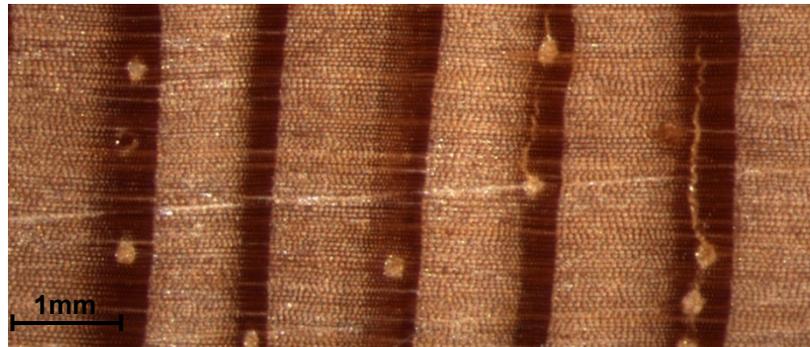


Abbildung 5: Jahrringe der Waldföhre.

Die hellen Frühholzzellen sind scharf von den dunklen Spätholzzellen abgegrenzt.

Die Waldföhre ist durch ein sehr plastisches Pfahlwurzelsystem gekennzeichnet (Köstler et al. 1968). Während der ersten Jahrzehnte wächst die Pfahlwurzel in der direkten Verlängerung der Stammachse bis in 1.5 m Tiefe. Danach kann sich die Wurzel vertikal weiter bis in eine Tiefe von ca. 2.5 m fortsetzen, wobei gleichzeitig horizontale Lateralwurzeln gebildet werden. Dies führt zu einem in Abbildung 6 gezeigten Wurzelsystem. Die Lateralwurzeln treten gehäuft in den obersten 30 cm des Bodens auf und können im Extremfall bis zu 16 m lang werden. Bei älteren Föhren machen sie ca. 80 % der Wurzelmasse aus. In lehmigen und tonigen Böden bildet die Waldföhre oft Herzwurzeln. Ist der Boden skelettreich, kann die Wurzel zahlreiche Deformationen aufweisen (Köstler et al. 1968, Polomski und Kuhn 1998).

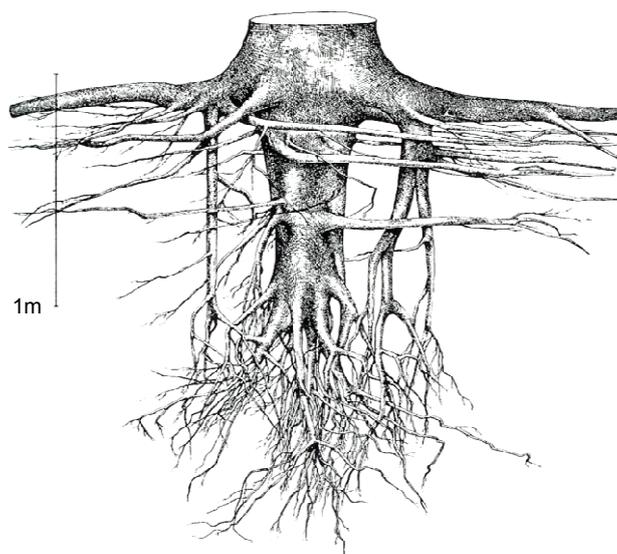


Abbildung 6: Wurzelsystem der Waldföhren.

Die Waldföhren verfügen über ein ausgeprägtes Pfahlwurzelsystem mit starken Lateralwurzeln knapp unter der Bodenoberfläche. Aus Köstler et al. (1968).

Die Waldföhre ist eine obligat mykotrophe Baumart (Scherfose 1990). Mit über 55 Pilzarten bildet sie ektotrophe Mykorrhizen, wobei die Feinwurzeln gleichzeitig von mehreren Mykorrhiza-Pilzen besiedelt werden können (Schütt und Stimm 2006). Zu den aggressivsten Schaderregern der Waldföhre zählen der Hallimasch (*Armillaria spp.*) und der Wurzelschwamm (*Heterobasidion annosum*), die beide eine Wurzelfäule verursachen. Untersuchungen im Wallis zeigten aber keine Infektion der Waldföhren mit diesen Pilzen (Rigling et al. 2006b).

Waldföhren sind anfällig gegenüber Insekten- und Pilzkalamitäten (Schütt und Stimm 2006). Die Massenvermehrung nadelfressender Insekten gefährdet insbesondere Reinbestände auf armen Böden in trockenen, warmen Lagen, wie beispielsweise im Rhône-tal (Wermelinger et al. 2008). Ausserdem wirken Trockenperioden im Frühjahr oft prädisponierend für den Befall durch Grossschädlinge. Als hochempfindlich wird die Waldföhre zudem gegenüber Schwefeldioxid (SO₂) und Fluorwasserstoff (HF) eingestuft (Schütt und Stimm 2006).

Die Waldföhren im Rhône-tal sind sehr häufig von der halbparasitären Föhrenmistel (*Viscum album ssp. austriacum*) betroffen (Abbildung 7). Diese Mistel kann zwar selbstständig Photosynthese betreiben, ist aber darauf angewiesen, von ihrem Wirt mit Wasser und Nährstoffen versorgt zu werden. Sie dringt bis ins Xylem ihres Wirtes vor und verbindet sich mit seinem Wasserleitsystem. Der zusätzliche Wasserverlust durch die Mistel kann beim Wirtsbaum zu erhöhtem Trockenstress führen (Calder und Bernhardt 1983). Die Misteln im Rhône-tal haben in den letzten hundert Jahren ihr vertikales Verbreitungsgebiet um rund 200 m ausgedehnt, was als Folge der Temperaturerhöhung erklärt wurde (Dobbertin et al. 2005a).



Abbildung 7: Föhrenmistel (*Viscum album ssp. austriacum*).
Das Foto zeigt eine Föhrenmistel an einer Waldföhre im Pfywald.

4 Material und Methoden

4.1 Stichprobenauswahl

Die Feldaufnahmen fanden im Mai 2008 statt.⁶ In den Teilflächen 2 und 3 des in vier Teilflächen geteilten Waldreservats wurden systematisch alle stehenden, toten Waldföhren mit einem BHD grösser als 10 cm aufgesucht (Abbildung 8). Als tot wurden Föhren definiert, wenn sie keine grünen Nadeln mehr aufwiesen. All jene toten Föhren, deren Verwitterungszustand des Holzes eine Bohrung und anschliessendes Schleifen der Bohrkerne zulies, wurden in die Stichprobe aufgenommen. Die gesamte Reservats-teilfläche 4 und Bereiche der Teilfläche 1 wurden aus dem Untersuchungsperimeter ausgeschlossen, da dieses Gebiet im Jahr 1964 von einem Waldbrand betroffen war (Werlen 1968). Es ist zu erwarten, dass der Waldbrand das Wachstum der betroffenen Föhren beeinflusste (vgl. Chambers et al. 1986), womit Klimaeffekte in den Jahringbreiten vermutlich überlagert worden sind. Aus jenem Bereich der Reservats-teilfläche 1, welcher nicht vom Waldbrand betroffen war, wurden ebenfalls systematisch alle bohrbaren, stehenden, toten Waldföhren mit BHD grösser als 10 cm in die Stichprobe aufgenommen. Auf diese Weise konnten innerhalb des Reservates 35 tote Waldföhren beprobt werden.

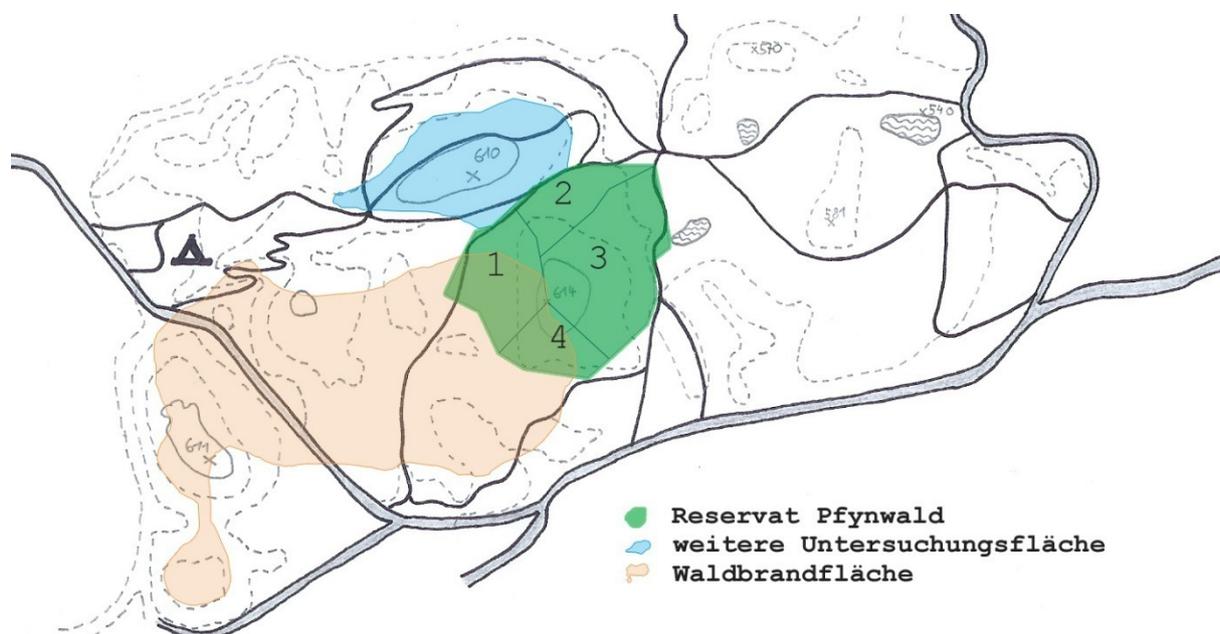


Abbildung 8: Untersuchungsperimeter.

In rot ist die Waldbrandfläche von 1964 dargestellt. Das Waldreservat entspricht der grünen Fläche, wobei auch die Teilflächen 1 bis 4 markiert sind. Die Teilflächen 2 und 3 sowie der nicht vom Waldbrand betroffene Abschnitt der Teilfläche 1 wurden zusammen mit der blauen Fläche als Untersuchungsperimeter festgelegt.

⁶ Die verwendeten Aufnahmeformulare befinden sich im Anhang.

Ausserhalb des Reservats wurde ein weiteres Gebiet festgelegt, das systematisch nach stehenden, toten Waldföhren durchsucht wurde (Abbildung 8). Dieses Gebiet wurde angrenzend an die untersuchte Teilfläche 2 des Reservates gewählt, unter der Berücksichtigung, dass eine möglichst breite Palette an Expositionen und Topografien einbezogen wird. So umfasst es einen mehrere Meter breiten Grat, einen leicht geneigten Nordhang und eine Kuppe, die nach Süd-Osten ausläuft. Weitere 26 tote Waldföhren konnten auf dieser Fläche beprobt werden, was eine Gesamtmenge von 61 beprobten abgestorbenen Waldföhren ergibt.

Es wurde eine gepaarte Stichprobe erhoben, d.h. jedem der total 61 abgestorbenen Bäume wurde eine lebende und bezüglich des BHD gleich grosse Referenz zugewiesen. Der BHD der Referenzföhren unterscheidet sich vom BHD der entsprechenden toten Föhren um maximal 10%, wobei nur bei sechs Föhrenpaaren der Unterschied mehr als 5% beträgt. Die Referenzföhren wurden in Sichtweite, jedoch nicht näher als 5 m vom entsprechenden toten Baum entfernt gewählt, um direkte Konkurrenzeffekte auszuschliessen. Auf diese Weise konnten der Alterstrend (vgl. Schweingruber 1996) und Effekte der Höhe über Meer, der Hangneigung, der Exposition und der Topografie bei Vergleichen zwischen dem Wachstum der lebenden und der toten Föhren ausgeschlossen werden. Dieses Vorgehen entspricht einer parallelisierten Fall-Kontroll-Studie („matched-pairs case-control study“), welche in der Epidemiologie weit verbreitet ist (Woodward 1999).

4.2 Feldarbeit

Pro Baum wurden jeweils zwei Bohrkern auf rund einem Meter Höhe über dem Boden entnommen. Gebohrt wurde hangparallel auf den gegenüber liegenden Seiten, um das Anbohren von Druckholz möglichst zu verhindern. Es wurde ein 40 cm langer Zuwachsbohrer (Suunto) verwendet, welcher 5 mm breite Bohrkern extrahiert.⁷

Für jeden Baum wurden ausserdem der BHD und die Baumhöhe bestimmt. Der BHD wurde mittels eines BHD-Messbandes zentimetergenau erhoben. Die Baumhöhe wurde mittels Vertex III Hypsometer und Transponder bestimmt (Haglöf, Schweden).⁸ Es wurden pro Baum drei dezimetergenaue Messungen vorgenommen, deren arithmetisches Mittel auf ganze Meter gerundet als Wert für die Baumhöhe verwendet wurde.

Als Standortparameter wurden die kleinräumige Topografie, die Höhe über Meer, die Hangneigung, die Exposition und die Konkurrenz erhoben. Der topografische Standort der beprobten Bäume wurde visuell in die Kategorien Hang, Kuppe, Mulde und Plateau

⁷ <http://www.suunto.com>

⁸ <http://www.haglofsweden.com/products/VertexIII/index.asp>

eingeteilt. Dazu wurde ein Umkreis von rund 5 m betrachtet. Leider wurde kein toter bohrbarer Baum in einer Mulde gefunden. Die Höhe über Meer wurde mit Hilfe eines Global Positioning Systems (GPS) bestimmt. Erreicht werden konnte eine Genauigkeit von rund 10 m. Die Hangneigung und der Azimut der Exposition wurden mittels Tandem 360 PC (Suunto) gemessen. Betrachtet wurde dabei die kleinräumige Topografie in einem Umkreis von rund 10 Metern. Die Exposition wurde im Anschluss in einen Nord-Süd-Indikator und einen Ost-West-Indikator umgerechnet. Diese Indikatoren wurden wie folgt berechnet:

$$\text{Nord-Süd-Indikator} = \cos\left(\frac{\text{Azimut}}{360} \times 2\pi\right) \quad [1]$$

$$\text{Ost-West-Indikator} = \sin\left(\frac{\text{Azimut}}{360} \times 2\pi\right) \quad [2]$$

Beträgt der Nord-Süd-Indikator -1, entspricht dies einer vollständigen Ausrichtung nach Süden, beträgt er 1, steht dies für eine vollständige Ausrichtung nach Norden. Entsprechend beträgt der Ost-West-Indikator -1 bei einer vollständigen Ausrichtung nach Westen und 1 bei einer vollständigen Ausrichtung nach Osten. Diese Aufspaltung umgeht das Problem, dass die fortwährend aufsteigende Angabe der Exposition in Grad keinen Kreis widerspiegeln kann.

Des Weiteren wurde die Konkurrenzsituation für die beprobten Föhren bestimmt. Dazu wurde von allen innerhalb eines Umkreises von 5 m von den beprobten Föhren entfernten Bäumen der BHD und der exakte Abstand bis zur Rinde gemessen. Berücksichtigt wurden wiederum nur Bäume mit einem BHD über 10 cm. Die auf diese Weise erhobenen Daten wurden im Anschluss nach Daniels (1976) in folgenden distanzabhängigen Konkurrenzindex (KI) umgerechnet:

$$\text{KI} = \sum_{j=1}^n \frac{\text{BHD}_j^2 / \text{BHD}_i^2}{d_{ij}} \quad [3]$$

Dabei steht BHD_i für den BHD der erhobenen Waldföhre i , BHD_j für den BHD des Nachbarbaumes j und d_{ij} für die Distanz zwischen der Waldföhre i und dem Nachbarbaum j .

Ausserdem wurde die soziale Stellung der Bäume abgeschätzt. Verwendet wurde dazu das System von Kraft (1884), welches die Klassen „vorherrschend“, „herrschend“, „mit-herrschend“, „beherrscht“ und „unterdrückt“ vorsieht (Abbildung 9). Dabei sind jene Bäume vorherrschend, die mit ihrer Spitze deutlich über den oberen Kronenschirm hinaus ragen. Diese Stellung ist im gleichaltrigen Bestand selten und sie beschränkt sich auf gewisse Lebensphasen (Dickung). Einzelstehende Waldföhren wurden in die gleiche Kategorie wie die vorherrschenden Waldföhren eingeteilt, da ihre Kronen ebenfalls grossen Zugang zu

Licht haben. Als herrschend gelten Bäume, welche voll am oberen Kronenschirm beteiligt sind. Sie weisen eine kräftige, allseitig gut entwickelte, regelmässige Krone auf. Mitherrschende Bäume sind auch noch am oberen Kronenschirm beteiligt, im Vergleich zu den herrschenden Bäumen ist jedoch ihre Krone weniger vital und weniger gleichmässig entwickelt. Als beherrscht gelten Bäume, welche nicht mehr am oberen Kronenschirm beteiligt sind, die Krone geniesst deshalb kein volles, direktes Licht mehr. Beherrschte Bäume sind aber noch in Kontakt mit den Kronen der herrschenden und mitherrschenden Individuen. Unterdrückt sind Bäume, deren Kronen nicht mehr mit den Kronen der herrschenden und mitherrschenden Individuen in Kontakt sind. Ihre Spitzen sind in der Regel von Ästen der benachbarten Bäume überwachsen (Kraft 1884). Es wurden keine unterdrückten Föhren in die Stichprobe aufgenommen.

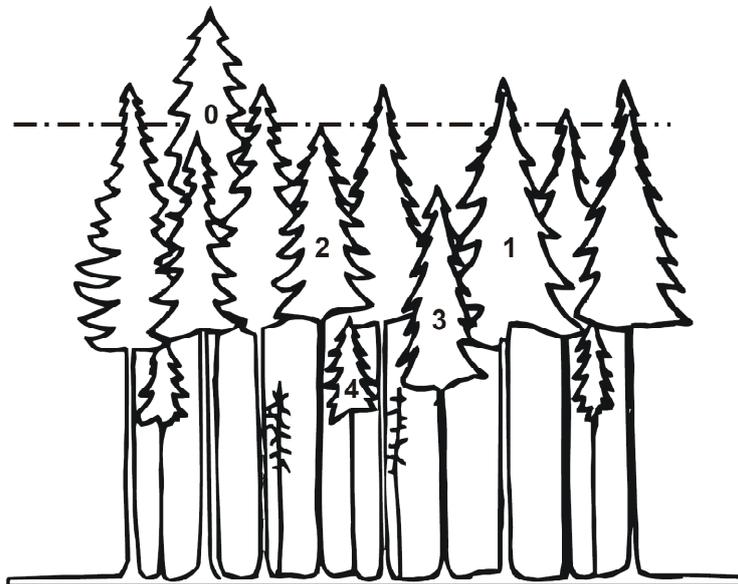


Abbildung 9: Die soziale Stellung der Bäume.

In der schematischen Abbildung ist die soziale Stellung der Bäume wie folgt illustriert: 0 = vorherrschend, 1 = herrschend, 2 = mitherrschend, 3 = beherrscht, 4 = unterdrückt. Nach Kraft (1884) aus Schütz (2003).

Der Mistelbefall jeder beprobten Waldföhre wurde ebenfalls erhoben. Dabei konnte in Analogie zu Dobbertin und Rigling (2006) eine der vier Kategorien „kein Befall“, „leichter Befall“, „mittlerer Befall“ und „starker Befall“ gewählt werden. Kein Befall liegt vor, wenn keine Misteln oder Mistelansätze zu erkennen sind. Sind wenige Misteln in einem kleinen Teil der Krone sichtbar, entspricht dies einem leichten Befall. Mittlerer Befall wurde klassiert, wenn in mehreren Teilen der Krone einige Misteln zu erkennen sind. Weist ein Baum sehr viele Misteln auf, die einen beträchtlichen Teil der Krone ausmachen, entspricht dies starkem Mistelbefall. Der Mistelbefall konnte auch für die toten Waldföhren erhoben werden, da ehemalige Mistelansätze in Kronen abgestorbener Bäume noch gut erkennbar sind.

4.3 Aufbereitung der Bohrkerne und Jahrringe

Die Bohrkerne wurden mit Holzleim auf Bohrkernträger aufgeklebt. Dabei wurde auf die vertikale Ausrichtung der Holzfasern geachtet, was ein besseres Erkennen der Jahrringgrenzen ermöglicht. Nach einem Tag Trocknungszeit wurden die Bohrkerne an der Bandschleifmaschine geschliffen. Um eine optimal glatte Oberfläche zu erhalten, wurden sie in drei Durchgängen mit der Körnungsabfolge 180 - 320 - 400 geschliffen.

Die Jahrringbreiten wurden unter dem Stereomikroskop mit maximal 40facher Vergrößerung (Leica MZ6) auf der LINTAB 5 Jahrring-Messanlage (Rinn 2004) gemessen. Eine Auflösung von 0.01 mm wurde erreicht. Zur Aufnahme und Darstellung der gemessenen Jahrringdaten wurde die Software TSAP-Win 0.55 (Rinn 2003) verwendet. Von jedem beprobten Baum wurde nur der besser messbare Bohrkern verwendet.

Zur Datierung wurde die Software COFECHA (Holmes 1983) verwendet (Anhang 3). Dabei wurden die Bohrkerne der lebenden Waldhöhlen in einem ersten Schritt untereinander kreuzdatiert, wobei Intervalle von 50 Jahren mit einer Überlappungsdauer von 25 Jahren betrachtet wurden (Grissino-Mayer 2001). Als statistisches Kriterium bei der Kreuzdatierung wurde die Korrelation verwendet, welche auf dem Signifikanzniveau 0.01 mindestens 0.3281 betragen soll. In einem zweiten Schritt wurden die Jahrringsequenzen der abgestorbenen Waldhöhlen mittels COFECHA mit den datierten Sequenzen der lebenden Waldhöhlen verglichen, welche nun als Masterchronologie fungierten. Dabei handelt es sich um die in der Abbildung 10 gezeigte Chronologie der standardisierten Residuen. Die Jahrringe wurden nicht nur quantitativ, sondern auch visuell überprüft und datiert. Als negative Weiserjahre wurden dabei 1921, 1976, 1996 und 1998 verwendet, positive Weiserjahre mit grossem Wachstum waren 1940 und 1946.

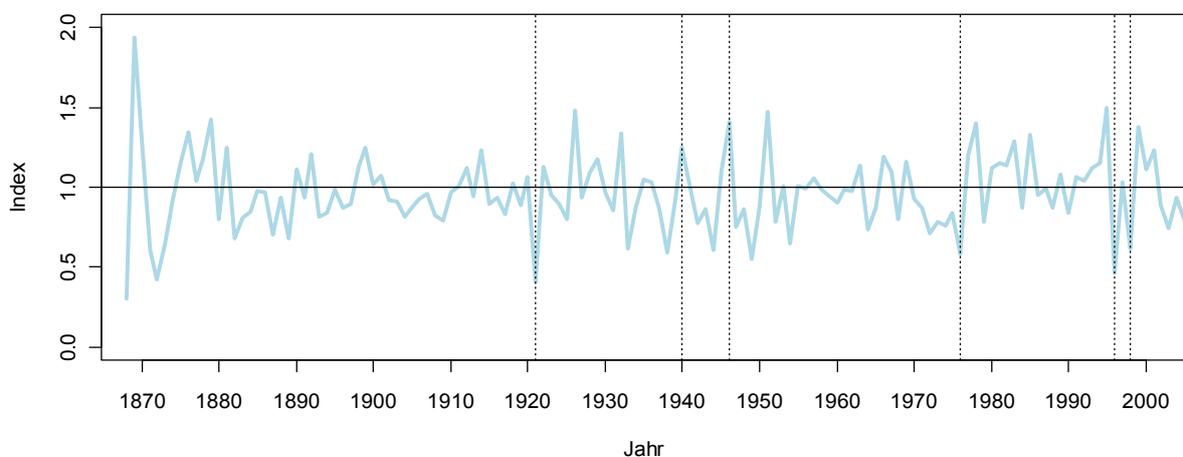


Abbildung 10: Masterchronologie.

Ausgehend von den datierten Bohrkerne der lebenden Waldhöhlen wurde eine Masterchronologie aus den standardisierten Residuen berechnet. Die vertikalen gepunkteten Linien stellen die zur visuellen Datierung verwendeten Weiserjahre 1921, 1940, 1946, 1976, 1996 und 1998 dar.

54 Föhrenpaare konnten datiert werden. Zwei Waldföhren und ihre Referenzen schieden aus der Stichprobe aus, da ihre Jahrringe aufgrund fortgeschrittenen Holzerfalls nicht gemessen werden konnten. Fünf weitere Föhren und ihre Referenzen mussten aus den Analysen ausgeschlossen werden, da sie nicht synchrones Wachstum mit den restlichen Waldföhren zeigten und deshalb nicht datiert werden konnten. Bei drei Bohrkernen musste das fehlende Jahr 1976 als Wert 1 eingefügt werden. Zwei der beprobten lebenden Föhren hatten in den letzten zwei Jahren (2006 und 2007) keinen Jahrring mehr ausgebildet, weshalb auch diese nachträglich mit dem Wert 1 angefügt wurden. Für das Einsetzen fehlender Jahrringe wurde die Software EDRM (Holmes 1999) verwendet. Auffällig war das Auftreten zahlreicher partieller Jahrringe (Abbildung 11).

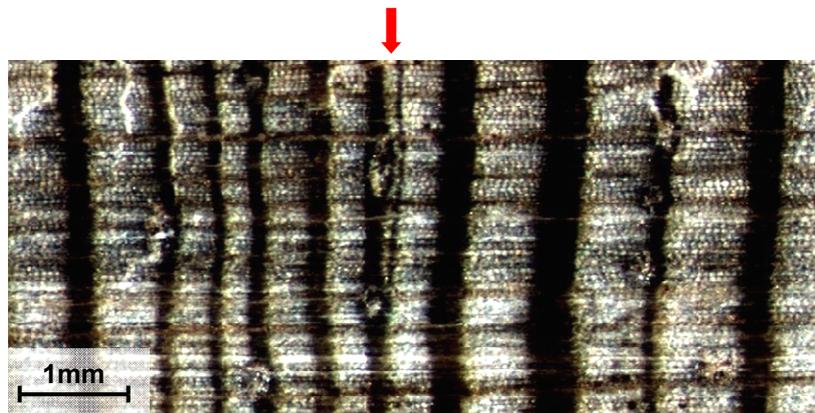


Abbildung 11: Partieller Jahrring.

Partielle Jahrringe entstehen, wenn ein Baum in einem Jahr keinen vollständigen Jahrring ausbildet.

4.4 Klimadaten und Wasserdefizite

Als Klimadaten wurden die monatlichen Temperatur- und Niederschlagswerte der Klimastation von MeteoSchweiz in Sion verwendet (vgl. Abbildung 2). Diese homogenisierten Daten liegen seit dem Jahr 1865 vor. Die Station liegt 482 m. ü. M bei den Koordinaten 591'873 // 118'363 (Koordinatensystem CHLV03).

Ausgehend von den monatlichen Temperatur- und Niederschlagsdaten wurden monatliche Wasserdefizite berechnet. Dazu wurde die Software AET-Calculator⁹ verwendet, welche auf einer modifizierten Thornthwaite-Methode basiert, die in Willmott et al. (1985) beschrieben ist. In einem ersten Schritt wird die monatliche potenzielle Evapotranspiration (PET) ausgehend von der Monatsmitteltemperatur und der Tageslänge berechnet. Die Tageslänge wird dabei aufgrund des Breitengrades nach der Methode von Forsythe et al. (1995) bestimmt. Verwendet wurde der Breitengrad der Klimastation Sion (46.2833). In einem zweiten Schritt wird die aktuelle Evapotranspiration (AET) berechnet. Dazu wird die PET mit einer „declining availability function“ multipliziert. Diese Funktion beschreibt, wie der Anteil der AET an der

⁹ <http://geography.uoregon.edu/gavin/software.html>

PET von der Bodenfeuchtigkeit (Prozent Feldkapazität) abhängt (Abbildung 12). Generell kann gesagt werden, dass mit steigender Bodenfeuchtigkeit der Anteil zunimmt, was bedeutet, dass feuchten Böden einfacher Wasser entzogen werden kann als trockenen Böden. In der vorliegenden Untersuchung wurde die in Willmott et al. (1985) beschriebene Abhängigkeit verwendet (Funktion B in der Abbildung 12).

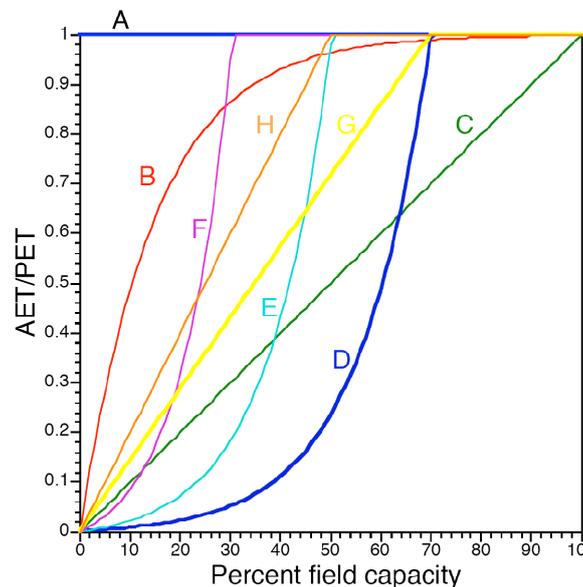


Abbildung 12: Declining availability functions.

Diese Funktionen beschreiben den Zusammenhang zwischen dem Anteil der AET an der PET und der Bodenfeuchtigkeit (Prozent Feldkapazität). Die Funktion B wurde in der vorliegenden Untersuchung verwendet¹⁰.

Die als Grundlage für die Berechnung benötigte Feldkapazität (FK) wurde aus Daten der Untersuchung von Weber et al. (2007) geschätzt. Weber et al. (2007) ermittelten an fünf Standorten im Rhônental auf drei verschiedenen Höhenlagen die FK. Obwohl keiner der Standorte im Pfywald bei Sierre liegt, befinden sich dennoch alle Standorte zwischen Sion und Visp. Die dort ermittelten FK liegen alle zwischen 36 mm und 114 mm, also im Bereich tiefer bis sehr tiefer FK, was den Angaben im Atlas der Schweiz entspricht (Schweizerisches Bundesamt für Statistik 1980). Für die hier vorgenommene Berechnung der Wasserdefizite wurde eine FK von 65 mm verwendet. Dies entspricht dem Mittelwert der Werte aller Standorte unterhalb 750 m. ü. M. in der Untersuchung von Weber et al. (2007). Wasser wird im Boden gespeichert, wenn das Schmelzwasser und der Niederschlag die AET übersteigen. Das Schmelzwasser wird ausgehend von der Temperatur, dem Niederschlag und dem angesammelten Schnee berechnet. Der AET-Calculator übertrug ausserdem die vorhandene Bodenfeuchtigkeit Ende Dezember eines Jahres in den Januar des nächsten Jahres. Die berechneten Wasserdefizite wurden anschliessend für jedes Kalenderjahr aufsummiert, um jährliche Defizite zu erhalten.

¹⁰ <http://geography.uoregon.edu/gavin/AETcalculator.pdf>

4.5 Datenanalyse

4.5.1 Verteilung der untersuchten Variablen

In einem ersten Schritt wurde beschreibende Statistik vorgenommen. Dazu wurde die Statistik-Software R (Version 2.7.0) verwendet (R Development Core Team 2008). Die Struktur der stetig erhobenen Variablen (BHD, Baumhöhe, Höhe über Meer, Hangneigung, Exposition und Konkurrenz) wurde für die lebenden und die toten Föhren getrennt in Boxplots dargestellt. Die Struktur der kategoriell erhobenen Variablen (soziale Stellung, Topografie und Mistelbefall) wurde ebenfalls für die lebenden und die toten Föhren separat in Histogrammen abgebildet. Die 10%-, 50%- und 90%-Quantile des Wachstums der lebenden und der toten Föhren wurden als Liniendiagramme dargestellt. Die monatlichen und die jährlichen Wasserdefizite wurden in Farbabbildungen zusammengefasst, um besonders trockene und feuchte Jahre erkennen zu können.

4.5.2 Untersuchung des Klimaeinflusses auf das Baumwachstum

Die Abhängigkeiten des Baumwachstums von den Klimaparametern Temperatur und Niederschlag wurden anhand von Korrelations- und Responsefunktionen ermittelt. Für die Korrelationsfunktionen wurden die Klimaparameter jeweils einzeln mit dem Wachstum korreliert. Bei der Responsefunktion handelt es sich um eine Hauptkomponenten-Regression (vgl. Fritts et al. 1971, Fritts 1976). Die Berechnung der Konfidenzintervalle der Koeffizienten basierte auf Bootstrap-Simulationen (vgl. Efron und Tibshirani 1993). Zur Berechnung wurde die Software DendroClim2002 (Biondi und Waikul 2004) verwendet. Als Datengrundlage für das Baumwachstum fungierte die in Abbildung 10 dargestellte standardisierte Residuenchronologie von 1898 bis 2007. Es wurden nur die Jahrringbreiten der lebenden Föhren verwendet, da die toten Föhren in den letzten Jahren vor dem Absterben mit grosser Wahrscheinlichkeit nicht mehr in einer interpretierbaren Art und Weise mittels Wachstum auf die Klimaverhältnisse reagiert haben, sondern reduziertes Wachstum aufwiesen (vgl. Pedersen 1998, Wyckoff und Clark 2000, Bigler und Bugmann 2003, Bigler et al. 2007). Als Klimaparameter wurden wiederum die monatlichen Niederschlags- und Temperaturdaten der Klimastation in Sion verwendet (vgl. Abbildung 2). In Anlehnung an Weber et al. (2007) wurde der Zeitraum zwischen Juni des vergangenen Jahres bis September des laufenden Jahres betrachtet.

4.5.3 Vergleiche der Wachstumsmuster von toten und lebenden Waldföhren

In einem weiteren Schritt wurde mittels schliessender Statistik das Wachstum der lebenden mit dem Wachstum der abgestorbenen Föhren verglichen. Die entsprechenden Statistiken

wurden wiederum in R gerechnet. Berücksichtigt wurden die Jahre ab 1980, um den Zeitraum der starken Temperaturerhöhung abzudecken. Es wurden einseitige, gepaarte Wilcoxon-Rangsummen-Tests durchgeführt, um zu untersuchen, ob das Wachstum einzelner Jahre und die 5-Jahres-Wachstumsraten der lebenden Föhren signifikant grösser waren als jene der abgestorbenen Föhren. Der Wilcoxon-Rangsummen-Test wurde von Mann und Whitney (1947) entwickelt und ist das verteilungsunabhängige Gegenstück zum parametrischen t-Test für den Vergleich zweier Erwartungswerte stetiger Verteilungen (Sachs und Hedderich 2006). Der Vorteil der vielen gepaart erhobenen Parameter ist, dass bei der Anwendung des Wilcoxon-Rangsummentests ihre Effekte beim Vergleich des Wachstums eliminiert werden können. Auf diese Weise treten die statusspezifischen Wachstumsunterschiede zwischen den lebenden und den toten Föhren besser hervor. Des Weiteren wurden die Verhältnisse der 5-Jahres-Wachstumsraten vor einzelnen Jahren zu den 5-Jahres-Wachstumsraten nach diesen Jahren berechnet. Diese Verhältnisse dienten als Indikatoren der Reaktion des Wachstums auf die entsprechenden Jahre. Das Verhältnis des Wachstums vor/nach 2003 musste mit den 3-Jahres-Wachstumsraten gerechnet werden, da nur Daten bis ins Jahr 2007 vorliegen. Das Verhältnis des Wachstums vor/nach 2002 musste für die abgestorbenen Föhren ebenfalls mit den 3-Jahres-Wachstumsraten gerechnet werden, da die am spätesten abgestorbenen Föhren ihren letzten Jahrring im Jahr 2006 gebildet hatten. In einem weiteren einseitigen, gepaarten Wilcoxon-Rangsummen-Test wurde untersucht, ob diese Verhältnisse bei den abgestorbenen Föhren signifikant grösser sind als bei den lebenden Föhren.

4.5.4 Modellierung der Überlebenswahrscheinlichkeit (logistisches Modell)

Ein logistisches Regressionsmodell wurde angepasst, um die Überlebenswahrscheinlichkeit zu modellieren. Die Voraussage einer binären Zielvariable wie dem Status „lebend“ oder „tot“ eines Baumes aufgrund diverser unabhängiger Variablen impliziert die Anpassung eines logistischen Regressionsmodells (Hosmer und Lemeshow 1989). Der allgemeine Ausdruck einer logistischen Regression lautet wie folgt:

$$P(Y=1 \mid X) = \frac{e^{X\beta}}{1+e^{X\beta}} \quad [4]$$

In der vorliegenden Untersuchung entspricht Y der Zielvariablen Status, welche die Information enthält, ob ein Baum noch lebt oder bereits abgestorben ist (Y = 0: tot, Y = 1: lebend). $P(Y=1 \mid X)$ ist die Überlebenswahrscheinlichkeit eines Baumindividuums und somit eine Funktion der Matrix X, welche die Information über die erklärenden Variablen enthält. β repräsentiert den Vektor der Regressionskoeffizienten.

Die Regression wurde in R ausgehend vom vollen Modell manuell rückwärts mittels der Funktion „drop1“ gerechnet. Als volles Modell wird das Anfangsmodell bezeichnet, das alle Variablen enthält, deren Einfluss getestet werden soll. „Drop1“ vergleicht basierend auf F-Tests das aktuelle Modell mit jedem Modell, das entstehen würde, wenn eine Variable weggelassen würde. Die p-Werte aus diesen Tests dienten als Entscheidungsgrundlage, welche Variable im jeweils nächsten Schritt aus dem Modell entfernt wurde. Das Modell galt als angepasst, wenn der Befehl „drop1“ auf dem 0.05 Signifikanzniveau nur noch signifikante Variablen ausgab. Als erklärende Variablen wurden nur jene erhobenen Parameter verwendet, die bei den Feldaufnahmen nicht gepaart wurden. Dabei handelt es sich um die Variablen Baumhöhe, Konkurrenzindex, soziale Stellung und Mistelbefall. In einem zweiten Schritt wurde die Wachstumsrate (WR) von 1981 bis 1991 als erklärende Variable ins Modell integriert. So wurde ausgehend von folgenden vollen Modellen das beste Modell ermittelt:

$$\log \left(\frac{P(Y=1 | X)}{P(Y=0 | X)} \right) \sim \beta_1 + \beta_2 \times \text{Baumhöhe} + \beta_3 \times \text{Konkurrenz} + \beta_4 \times \text{soziale Stellung} + \beta_5 \times \text{Mistelbefall} \quad [5]$$

$$\log \left(\frac{P(Y=1 | X)}{P(Y=0 | X)} \right) \sim \beta_1 + \beta_2 \times \text{Baumhöhe} + \beta_3 \times \text{Konkurrenz} + \beta_4 \times \text{soziale Stellung} + \beta_5 \times \text{Mistelbefall} + \beta_6 \times \text{WR 1981-1991} \quad [6]$$

Da gleich viele lebende und tote Föhren in die Stichprobe aufgenommen wurden, kann das angepasste logistische Modell nicht zur Abschätzung der Überlebenswahrscheinlichkeit auf Populationsniveau verwendet werden. Es bietet aber eine Grundlage zur Abschätzung der Überlebenswahrscheinlichkeit eines einzelnen Baumes unter der Berücksichtigung der erklärenden Variablen (Woodward 1999). Dazu können sogenannte „odds ratios“ verwendet werden (Hosmer und Lemeshow 1989, Woodward 1999), welche eine Abschätzung der relativen Überlebenswahrscheinlichkeit zwischen zwei Baumindividuen ausdrücken. Die „odds“ (= Chance) entsprechen dem Verhältnis in den Klammern auf der linken Seite der Formeln 5 und 6 und können aus der Formel 4 hergeleitet werden als „odds“ = $\frac{\hat{\beta}}{1-\hat{\beta}} = e^{X\beta}$ mit $\hat{\beta}$ als geschätzter Überlebenswahrscheinlichkeit $P(Y=1 | X)$. Der „odds“, dass ein bestimmter Baum a überleben wird relativ zum „odds“, dass ein anderer Baum b überleben wird, kann als „odds ratio“ $\hat{\Psi}$ ausgedrückt werden:

$$\hat{\Psi} = \exp \left[\sum_{i=0}^k \hat{\beta}_i (x_{ai} - x_{bi}) \right] \quad [7]$$

wobei k die Anzahl erklärender Variablen, $\hat{\beta}_i$ der geschätzte Koeffizient der Variable i in der Gleichung 4 und $(x_{ai}-x_{bi})$ die Differenz der Variable i zwischen dem Baum a und b ist. Ein Konfidenzintervall kann geschätzt werden als

$$\exp[\hat{\beta}_i(x_{ai}-x_{bi}) \pm 1.96(x_{ai}-x_{bi})SE(\hat{\beta}_i)] \quad [8]$$

(Hosmer und Lemeshow 1989, Woodward 1999).

4.5.5 Modellierung von Wachstumsverhältnissen (lineare Modelle)

Lineare Regressionsmodelle wurden angepasst, um den Einfluss der erhobenen Parameter auf die Wachstumsveränderungen nach einzelnen Jahren zu untersuchen. Lineare Modelle untersuchen den Zusammenhang einer Zielvariablen Y und einer oder mehreren erklärenden Variablen x_1, \dots, x_p (Müller 2005). Das allgemeine Modell lautet:

$$Y = \beta_0 + \beta_1x_1 + \beta_2x_2 + \dots + \beta_px_p \quad [9]$$

β_0, \dots, β_p sind dabei die Regressionskoeffizienten, die in der Regressionsanalyse aus den vorhandenen Daten geschätzt werden (Müller 2005).

Wie bereits beim logistischen Modell wurden auch alle linearen Modelle ausgehend von einem vollen Modell manuell rückwärts mittels der R-Funktion „drop1“ angepasst. Als Zielvariablen wurden die Verhältnisse der Wachstumsraten vor/nach den Jahren 1996 - 2003 für die lebenden und die abgestorbenen Föhren getrennt verwendet. Alle diese Jahre wurden untersucht, da in diesem Zeitraum einige trockene Jahre auftraten (1996, 1998, 2003), deren Einfluss auf den fortschreitenden Absterbeprozess analysiert wurde. Anhand der BoxCox-Transformation (Box und Cox 1964) wurde ermittelt, ob die Zielvariablen transformiert werden sollen. Als erklärende Variablen gingen die stetigen Variablen BHD, Baumhöhe, Höhe über Meer, Hangneigung, Nord-Süd-Indikator, Ost-West-Indikator und der Konkurrenzindex sowie die kategoriellen Variablen soziale Stellung, Topografie und Mistelbefall in das volle Modell ein. In einem weiteren Schritt wurden wiederum die gleichen Regressionen gerechnet, nun aber mit zusätzlichem Einbezug der Wachstumsrate (WR) von 1981 bis 1991 als erklärende Variable. Für die Jahre 1996 bis 2003 wurde somit jeweils für die lebenden und die toten Föhren separat ausgehend von folgenden vollen Modellen das beste Modell gesucht:

$$\log\left(\frac{WR_{n-5 \text{ bis } n-1}}{WR_{n+1 \text{ bis } n+5}}\right) \sim \beta_1 + \beta_2 \times \text{BHD} + \beta_3 \times \text{Baumhöhe} + \beta_4 \times \text{Höhe über Meer} \\ + \beta_5 \times \text{Hangneigung} + \beta_6 \times \text{Nord-Süd-Indikator} \\ + \beta_7 \times \text{Ost-West-Indikator} + \beta_8 \times \text{Konkurrenz} + \beta_9 \times \text{soziale Stellung} \\ + \beta_{10} \times \text{Topografie} + \beta_{11} \times \text{Mistelbefall} \quad [10]$$

$$\log\left(\frac{WR_{n-5 \text{ bis } n-1}}{WR_{n+1 \text{ bis } n+5}}\right) \sim \beta_1 + \beta_2 \times \text{BHD} + \beta_3 \times \text{Baumhöhe} + \beta_4 \times \text{Höhe über Meer} \\ + \beta_5 \times \text{Hangneigung} + \beta_6 \times \text{Nord-Süd-Indikator} \\ + \beta_7 \times \text{Ost-West-Indikator} + \beta_8 \times \text{Konkurrenz} + \beta_9 \times \text{soziale Stellung} \\ + \beta_{10} \times \text{Topografie} + \beta_{11} \times \text{Mistelbefall} + \beta_{12} \times \text{WR 81-91} \quad [11]$$

Die auf diese Weise angepassten Modelle wurden mittels Residuenanalysen überprüft. Diese zeigten keine nötigen Transformationen an.

5 Ergebnisse

5.1 Zeitpunkt des Absterbens

Die Datierung der abgestorbenen Föhren hat ergeben, dass über 70 % ($n = 40$) ihren letzten Jahrring im Jahr 2002 oder später gebildet hatten (Abbildung 13). Am meisten Waldföhren wiesen dabei im Jahr 2006 zum letzten Mal Wachstum auf ($n = 12$). Tendenziell nimmt die Anzahl abgestorbener Bäume in der Stichprobe ab, je weiter das Jahr der letzten Jahrringausbildung zurück liegt. Ausnahmen dazu waren die Jahre 1999 und 2002 mit 4 resp. 8 abgestorbenen Föhren in der Stichprobe.

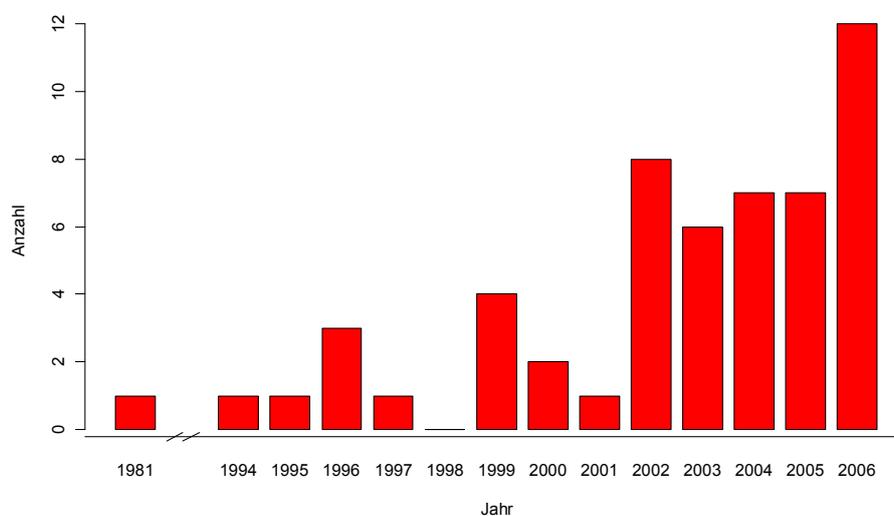


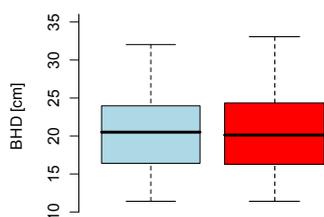
Abbildung 13: Letzte Jahrringbildung der abgestorbenen Föhren.

70% ($n = 40$) der toten Waldföhren in der Stichprobe bildeten ihren letzten Jahrring im Jahr 2002 oder später. Die Anzahl toter Föhren nimmt ab, je weiter das Jahr der letzten Jahrringausbildung zurück liegt. Die am längsten tote Föhre in der Stichprobe bildete ihren letzten Jahrring im Jahr 1981.

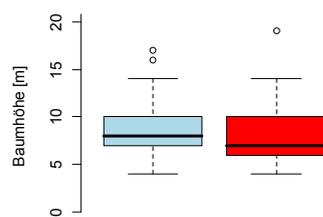
5.2 Verteilung der untersuchten Variablen

Die Verteilung aller im Feld erhobenen Variablen ist in der Abbildung 14 dargestellt. Die Werte der stetigen Variablen sind dabei als Boxplots dargestellt, jene der kategoriellen Variablen als Histogramme. Die Variablen BHD, Höhe über Meer, Hangneigung, Nord-Süd-Indikator, Ost-West-Indikator und Topografie wurden bei der Felddaufnahme zwischen den lebenden Föhren und ihren toten Referenzen gepaart erhoben. Dies erklärt, weshalb sich die Werte dieser Parameter zwischen den lebenden und den toten Föhren allenfalls nur geringfügig unterschieden. Obwohl die Variablen Baumhöhe, Konkurrenz und soziale Stellung nicht explizit gepaart erhoben wurden, unterschieden sich deren Werte ebenfalls kaum zwischen den lebenden und den toten Föhren. Einzig bei der Stärke des Mistelbefalls war ein Unterschied ersichtlich, wobei eine Tendenz zu stärkerem Mistelbefall der abgestorbenen Föhren bestand.

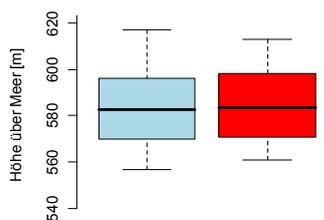
(a) BHD



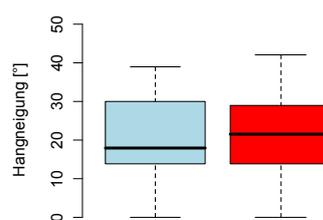
(b) Baumhöhe



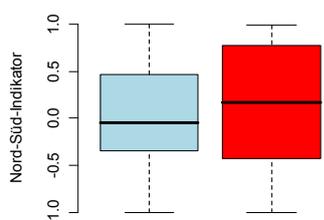
(c) Höhe über Meer



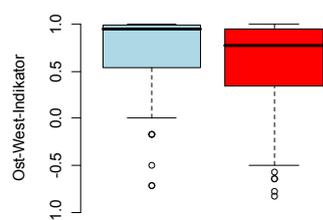
(d) Hangneigung



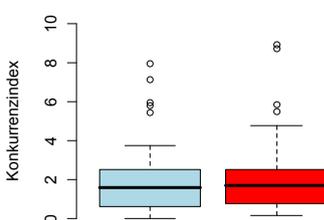
(e) Nord-Süd-Indikator



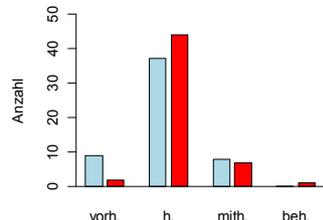
(f) Ost-West-Indikator



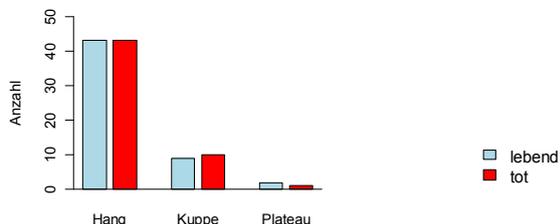
(g) Konkurrenz



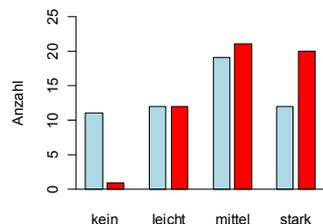
(h) soziale Stellung



(i) Topografie



(j) Mistelbefall

**Abbildung 14: Verteilung der untersuchten Variablen.**

Die Struktur der erhobenen Parameter der lebenden Föhren ist in blau, jene der toten Föhren in rot dargestellt. In den Boxplots (a-g) ist der Median als horizontale, schwarze Linie dargestellt. Die Boxen zeigen den Bereich zwischen dem ersten und dem dritten Quartil. Ausreißer sind als kleine Kreise dargestellt. Beim Nord-Süd-Indikator (e) entspricht der Wert -1 der Exposition nach Süden und der Wert 1 der Exposition nach Norden. Entsprechend steht der Ost-West-Indikator (f) -1 für die Westkomponente und 1 für die Ostkomponente der Exposition. Die Abkürzungen bei der sozialen Stellung (h) bedeuten: vorh. = vorherrschend, h. = herrschend, mith. = mitherrschend, beh. = beherrscht.

5.3 Wasserdefizite

Monatliche Wasserdefizite über 50 mm traten in der Regel zwischen Mai und September, teilweise auch noch im Oktober auf, wobei die höchsten Wasserdefizite im Juli verzeichnet wurden (Abbildung 15 a). Das höchste monatliche Defizit wurde im Juli 1983 mit 136 mm verzeichnet. Den trockensten Mai wies das Jahr 1883, den trockensten Juni das Jahr 1925, den trockensten August das Jahr 1991, den trockensten September das Jahr 1865 und den trockensten Oktober das Jahr 2001 auf.

Bei der Betrachtung der kumulierten Wasserdefizite fällt auf, dass seit Beginn der Messungen kein Jahr ohne Defizit verzeichnet wurde (Abbildung 15 b). Das trockenste Jahr mit einem Defizit von 424 mm war 1921. Am feuchtesten mit einem Defizit von nur 8 mm war das Jahr 1891. Das trockenste Jahr der letzten 40 Jahre war 2003 mit einem Defizit von 342 mm, das feuchteste Jahr in diesem Zeitraum war 2007 mit einem Defizit von 57 mm. Die zehn Jahre mit den höchsten kumulierten Wasserdefiziten sind in der Tabelle 1 zusammengefasst.

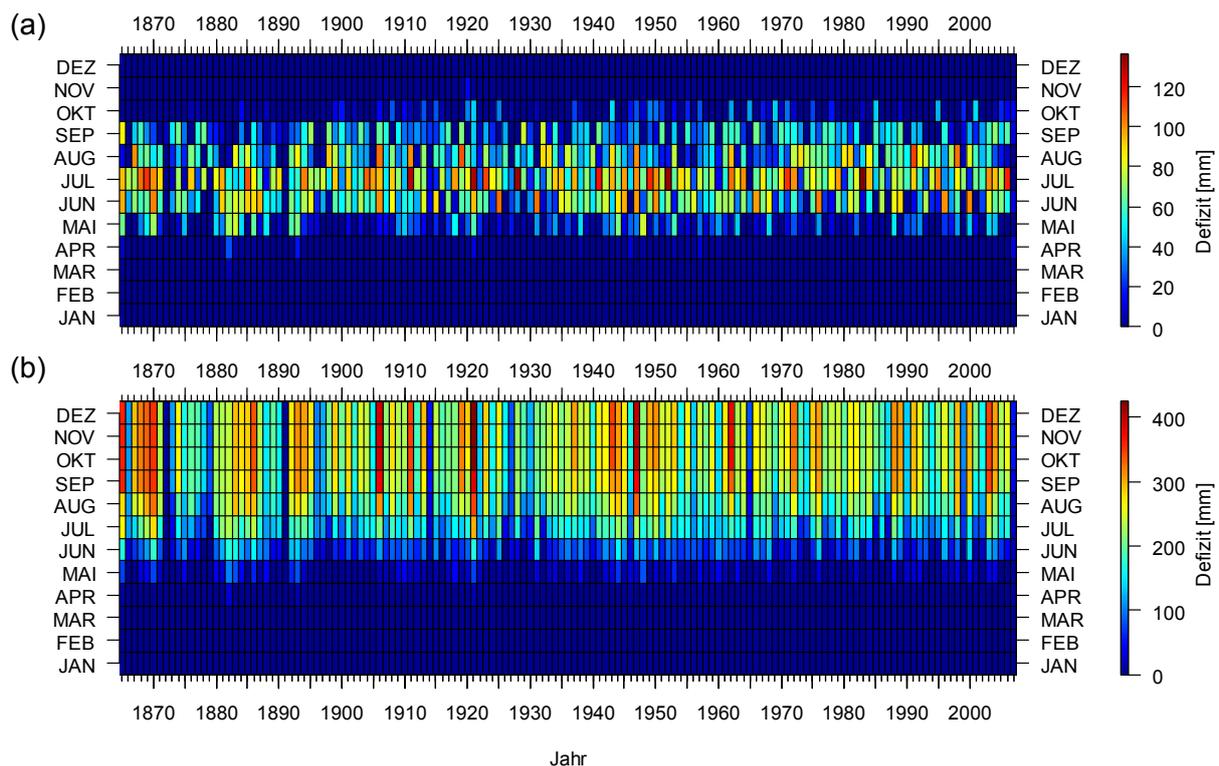


Abbildung 15: Monatliche und jährliche Wasserdefizite.

Die Wasserdefizite wurden ausgehend von den Klimadaten aus Sion berechnet. Für die kumulierten Defizite (b) wurden die monatlichen Defizite (a) im Laufe des Kalenderjahres aufsummiert. Rote Balken deuten auf stark ausgeprägte, blaue Balken auf wenig ausgeprägte Wasserdefizite hin. Die Abkürzungen JAN, FEB, usw. stehen für die Monate Januar, Februar, usw.

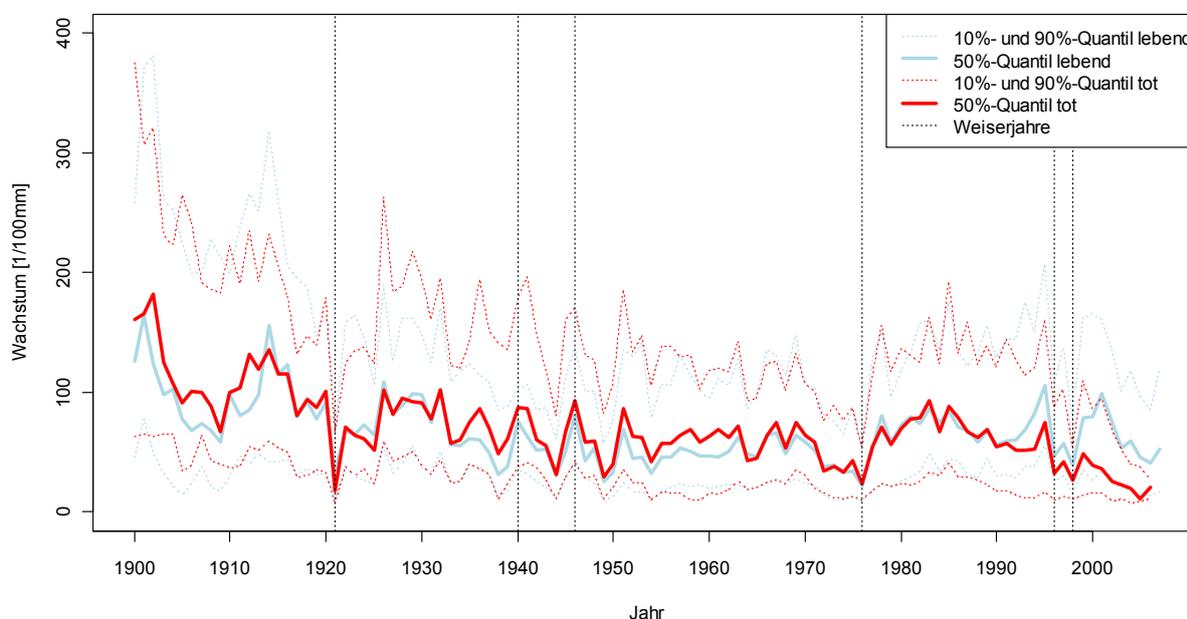
Tabelle 1: Die zehn Jahre mit den höchsten Wasserdefiziten seit 1865.

In der Tabelle sind die zehn trockensten Jahre seit 1865 mit den entsprechenden Wasserdefiziten aufgeführt. Die Wasserdefizite wurden ausgehend von den monatlichen Klimadaten aus Sion berechnet und im Lauf des Kalenderjahres aufsummiert.

Jahr	1921	1947	1906	1962	1865	1870	1943	1911	2003	1886
Defizit [mm]	424	393	390	368	357	345	345	343	342	337

5.4 Wachstumsverlauf

Die untersuchten Föhren bildeten im Mittel 0.65 mm breite Jahrringe, wobei sich das Wachstum der lebenden und der abgestorbenen Föhren über den gesamten Zeitraum betrachtet nicht signifikant unterschied (p-Wert aus dem zweiseitigen Wilcoxon-Rangsummen-Test = 0.274). Das Wachstum während der einzelnen Jahre ist in der Abbildung 16 dargestellt. Bis ca. 1920 zeigten die Waldföhren aufgrund des Jugendwachstums deutlich stärkeres Wachstum als in der folgenden Zeit. Vor 1920 war auch die Streuung breiter als im Vergleich zu späteren Jahren. Bis ungefähr 1990 konnte eine ausgeprägte Gleichläufigkeit (vgl. Schweingruber 1988) des Medians der lebenden und der abgestorbenen Waldföhren festgestellt werden. Danach sank das Wachstum der in der Folge abgestorbenen Föhren unter jenes der heute noch lebenden. Dieser Zeitraum wird in den nachfolgenden Kapiteln eingehender untersucht.

**Abbildung 16: Das Wachstum der lebenden und der abgestorbenen Föhren ab 1900.**

In blau ist das Wachstum der lebenden, in rot jenes der toten Föhren dargestellt. Die vertikalen, gepunkteten Linien stellen die zur Datierung verwendeten Weiserjahre 1921, 1940, 1946, 1976, 1996 und 1998 dar.

5.5 Untersuchung des Klimaeinflusses auf das Baumwachstum

Der Niederschlag korrelierte stärker mit dem Wachstum als die Temperatur (Abbildung 17 a). Die Temperatur im Juni des Vorjahres war positiv mit dem Wachstum korreliert, jene im Juni des laufenden Jahres jedoch negativ. Ausserdem bestand eine negative Korrelation zwischen der Temperatur im September des Vorjahres und dem Wachstum. Die Korrelationskoeffizienten zeigten eine deutliche positive Abhängigkeit des Wachstums von den Niederschlägen ab Dezember des vergangenen Jahres bis zum Juni des laufenden Jahres. Eine besonders hohe Abhängigkeit ging dabei vom Niederschlag im Mai des laufenden Jahres aus. Eine positive Korrelation war auch ausgehend vom Niederschlag im Oktober des Vorjahres zu sehen. Der Niederschlag im Juni des Vorjahres war hingegen negativ mit dem Wachstum korreliert.

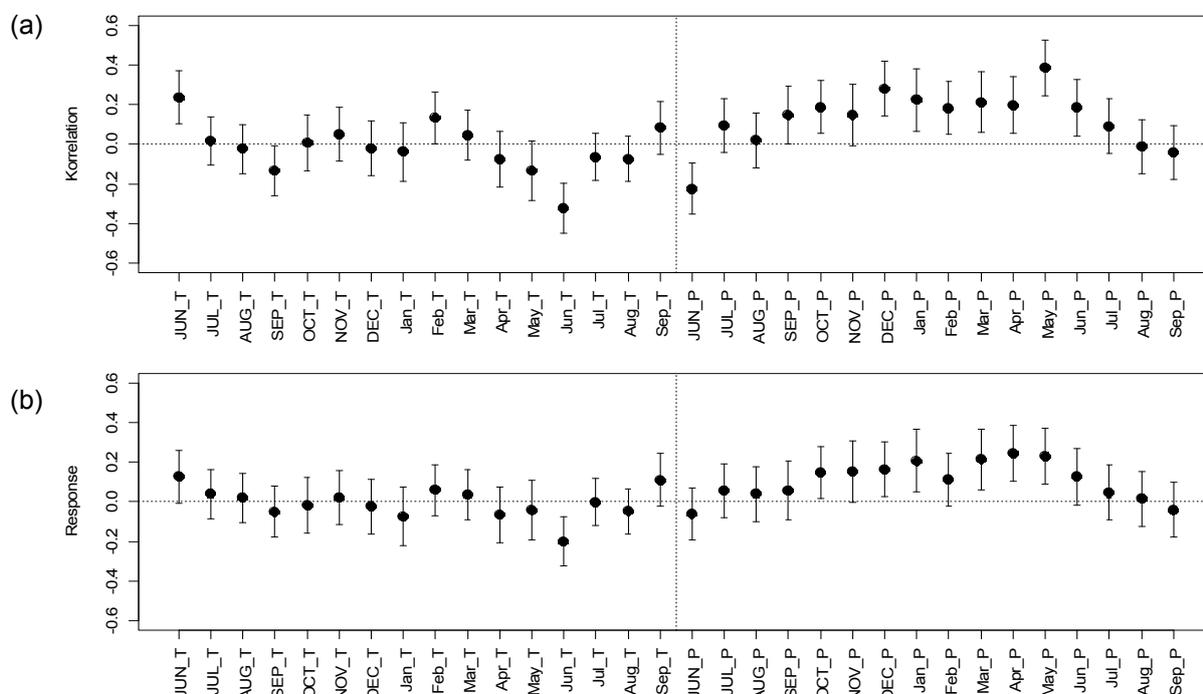


Abbildung 17: Korrelations- und Response-Koeffizienten der Temperatur und des Niederschlags auf das Wachstum der lebenden Föhren.

Die Einträge der x-Achsen sind wie folgt zu interpretieren: Grossbuchstaben: Monate des Vorjahres, Kleinbuchstaben: Monate des laufenden Jahres, _T: Abhängigkeit von der Temperatur, _P: Abhängigkeit vom Niederschlag. Signifikanz ($p < 0.05$) liegt vor, wenn das Konfidenzintervall 0 nicht einschliesst.

Eine signifikante Abhängigkeit von der Temperatur zeigten die Responsekoeffizienten nur ausgehend vom Juni des laufenden Jahres (Abbildung 17 b). Die signifikante Abhängigkeit des Wachstums von der Junitemperatur und der Septembertemperatur des Vorjahres konnte durch die Responses nicht bestätigt werden. Die Responsekoeffizienten zeigten ebenfalls positive Abhängigkeiten des Wachstums von den Niederschlägen im Oktober und Dezember des vergangenen Jahres sowie im Januar, März, April, Mai und Juni des

laufenden Jahres. Im Gegensatz zu den Korrelationen zeigten die Niederschläge im Juni des vergangenen Jahres sowie die Niederschläge im Februar und Juni des laufenden Jahres keine signifikanten Responses.

5.6 Vergleiche der Wachstumsmuster von toten und lebenden Waldföhren

5.6.1 Vergleich des Wachstums einzelner Jahre

Seit 1992 bildeten die heute noch lebenden Föhren signifikant breitere Jahrringe aus als die in der Folge abgestorbenen (Abbildung 18). Der Unterschied nahm zwischen 1992 und 1994 kontinuierlich zu und schien sich dann bis 1998 zu stabilisieren, bevor er wiederum zunahm. Die signifikantesten Unterschiede des Wachstums wurden dann in den Jahren 2000 und 2003 nachgewiesen (p-Werte des einseitigen Wilcoxon-Rangsummentests = 2.21×10^{-7} und 3.31×10^{-7}). Seit 2003 bestand eine Tendenz der Annäherung des Wachstums der lebenden und der abgestorbenen Föhren, wobei die Unterschiede aber noch immer signifikant waren.

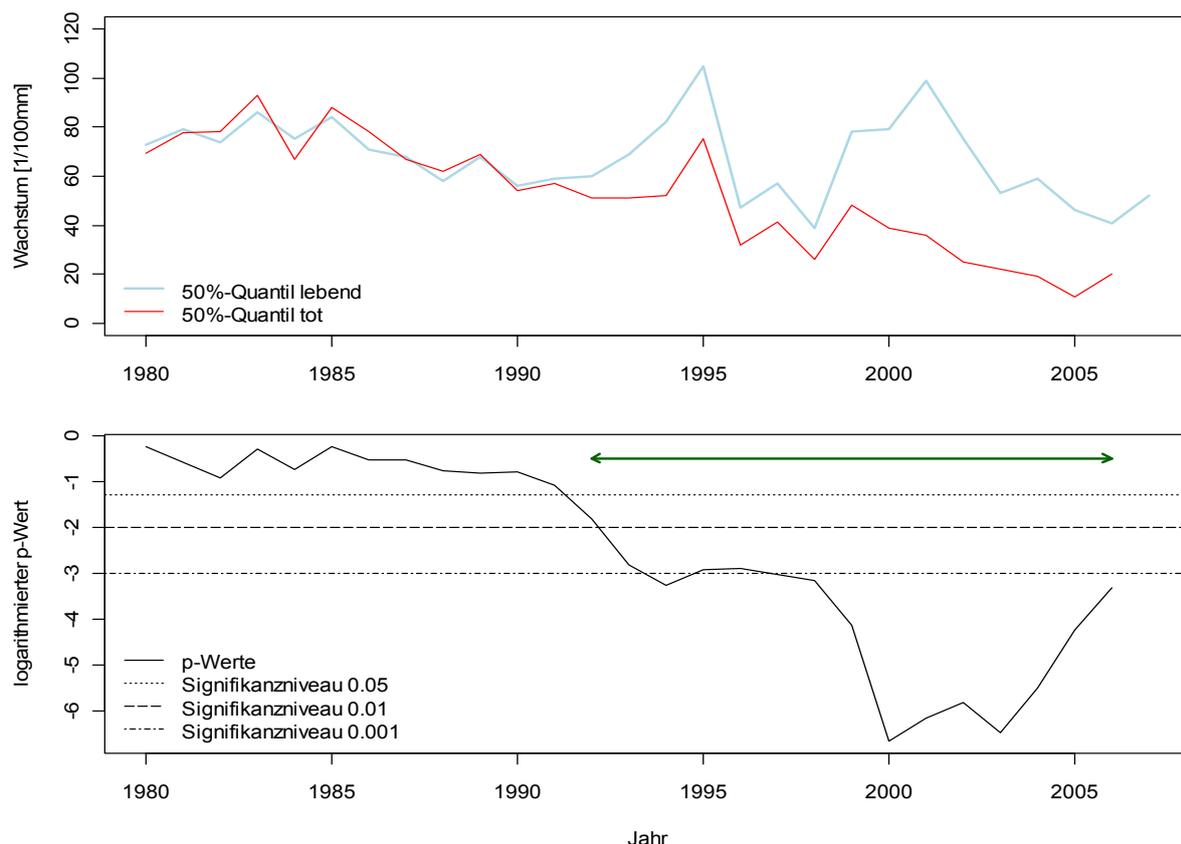


Abbildung 18: Vergleich des Wachstums der lebenden und der toten Waldföhren ab 1980.

Die obere Abbildung zeigt die Mediane des Wachstums der lebenden und der toten Föhren für den untersuchten Zeitraum. Die untere Abbildung zeigt die p-Werte des einseitigen, gepaarten Wilcoxon-Rangsummentests. Getestet wurde, ob die abgestorbenen Föhren weniger gewachsen sind als die überlebenden. Alle Werte unterhalb der Signifikanz-Linien sind auf dem jeweiligen Niveau signifikant. Die abgestorbenen Föhren wuchsen von 1992 bis 2006 signifikant schlechter als die heute noch lebenden (grüner Pfeil).

5.6.2 Vergleich der 5-Jahres-Wachstumsraten

Die 5-Jahres-Wachstumsraten der abgestorbenen Waldföhren waren seit 1993 signifikant kleiner als jene der heute noch lebenden Föhren (Abbildung 19). Die Wachstumsrate des Jahres 1993 enthält dabei die Information über das Wachstum während der Zeitperiode 1989-1993. Die Entwicklung des Unterschiedes zwischen den Wachstumsraten der lebenden und der abgestorbenen Waldföhren ähnelte sehr stark jenem des Wachstums einzelner Jahre, das als Grundlage in die Berechnung der 5-Jahres-Wachstumsraten einging. Eine Verschiebung ist jedoch zu erkennen, so dass die signifikantesten Unterschiede bei den Wachstumsraten 2002 und 2004 auftraten. Diese Wachstumsraten beinhalteten jedoch auch die signifikantesten Unterschiede des Wachstums der einzelnen Jahre 2000 und 2002 (Abbildung 18).

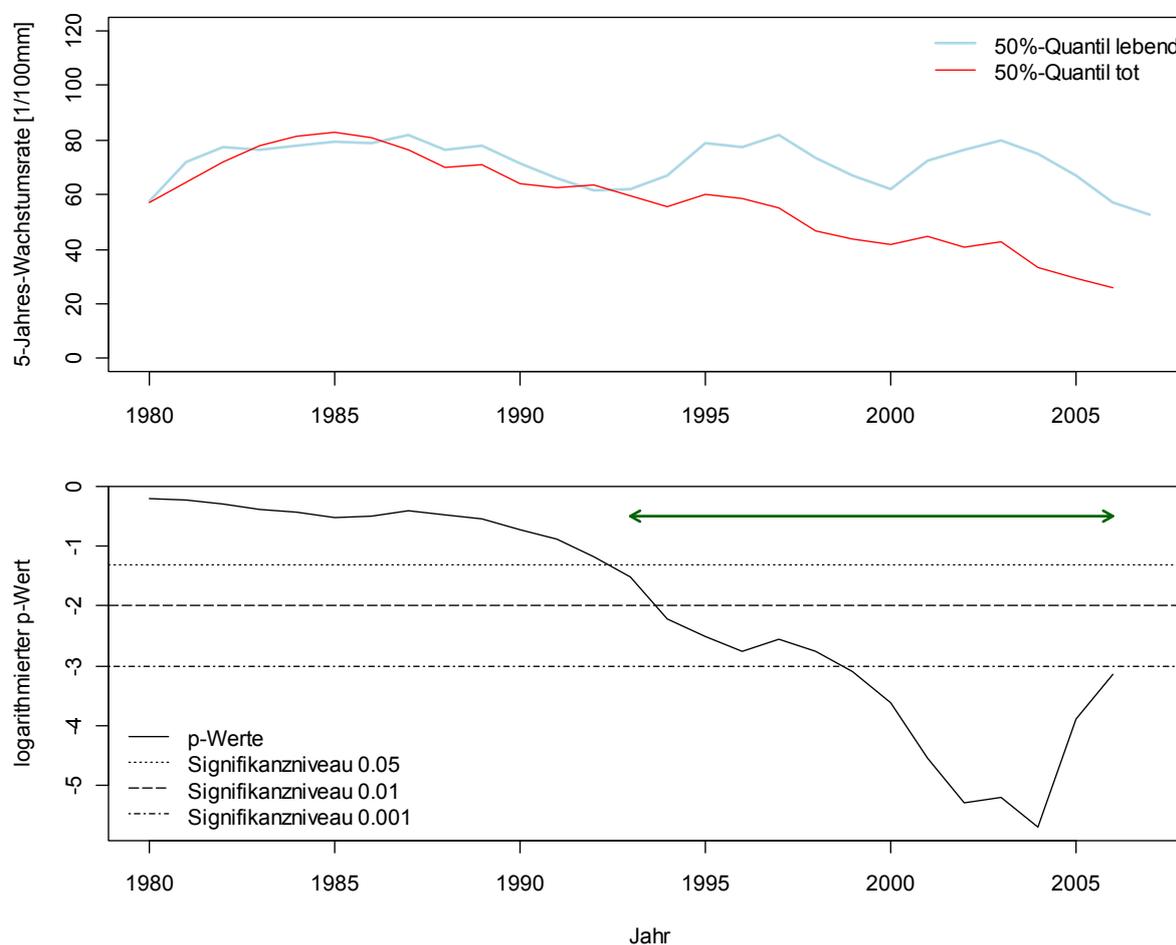


Abbildung 19: Vergleich der 5-Jahres-Wachstumsraten der lebenden und der toten Waldföhren ab 1980.

Die obere Abbildung zeigt die Mediane der 5-Jahres-Wachstumsraten der lebenden und der toten Föhren für den untersuchten Zeitraum. Der Eintrag eines Jahres entspricht der Wachstumsrate seit 4 Jahren vor dem entsprechenden Jahr. Die untere Abbildung zeigt die p-Werte des einseitigen, gepaarten Wilcoxon-Rangsummentests. Getestet wurde, ob die abgestorbenen Föhren weniger gewachsen sind als die überlebenden. Alle Werte unterhalb der Signifikanz-Linien sind auf dem jeweiligen Niveau signifikant. Die 5-Jahres-Wachstumsraten der abgestorbenen Föhren sind von 1993 bis 2006 signifikant kleiner als jene der heute noch lebenden (grüner Pfeil).

5.6.3 Vergleich der Wachstumsverhältnisse vor/nach einzelner Jahre

Das Verhältnis der 5-Jahres-Wachstumsraten vor/nach bestimmter Jahre war seit dem Stichjahr 1988 (also $\frac{WR_{1983-1987}}{WR_{1989-1993}}$) bei den lebenden Föhren kleiner als bei den in der Folge abgestorbenen Föhren (Abbildung 20). Ab 1988 nahm der Unterschied der Verhältnisse kontinuierlich zu und gipfelte im signifikantesten Unterschied der Verhältnisse des Wachstums vor/nach 1992 (p-Wert des einseitigen Wilcoxon-Rangsummentests = 7.66×10^{-8}). In den folgenden Jahren variierte die Signifikanz des Unterschiedes zwar über vier Grössenordnungen, blieb aber bis und mit dem Verhältnis vor/nach 2001 auf dem 0.001 - Niveau signifikant. In den zwei folgenden Jahren schien sich der Unterschied zu verkleinern. Das Verhältnis des Wachstums vor/nach 2002 der abgestorbenen Föhren war mit einem p-Wert von 0.018 nur noch auf dem 0.05 - Niveau signifikant grösser als jenes der lebenden. Der einseitige Wilcoxon-Rangsummentest für das Verhältnis des Wachstums vor/nach 2003 ergab einen p-Wert von 0.0061.

Um zu überprüfen, ob die zuvor beschriebene grosse Variation der Signifikanz über vier Grössenordnungen möglicherweise von der Variation in der Trockenheit abhängt, wurde mittels linearer Regression der Zusammenhang zwischen den logarithmierten p-Werten und den jährlichen Wasserdefiziten des laufenden Jahres gerechnet. Ein entsprechender Zusammenhang konnte nicht nachgewiesen werden (p-Wert = 0.73). Die analoge lineare Regression wurde zwischen den logarithmierten p-Werten und den jährlichen Wasserdefiziten des Vorjahres gerechnet, wobei ebenfalls kein signifikanter Zusammenhang nachgewiesen werden konnte (p-Wert = 0.85).

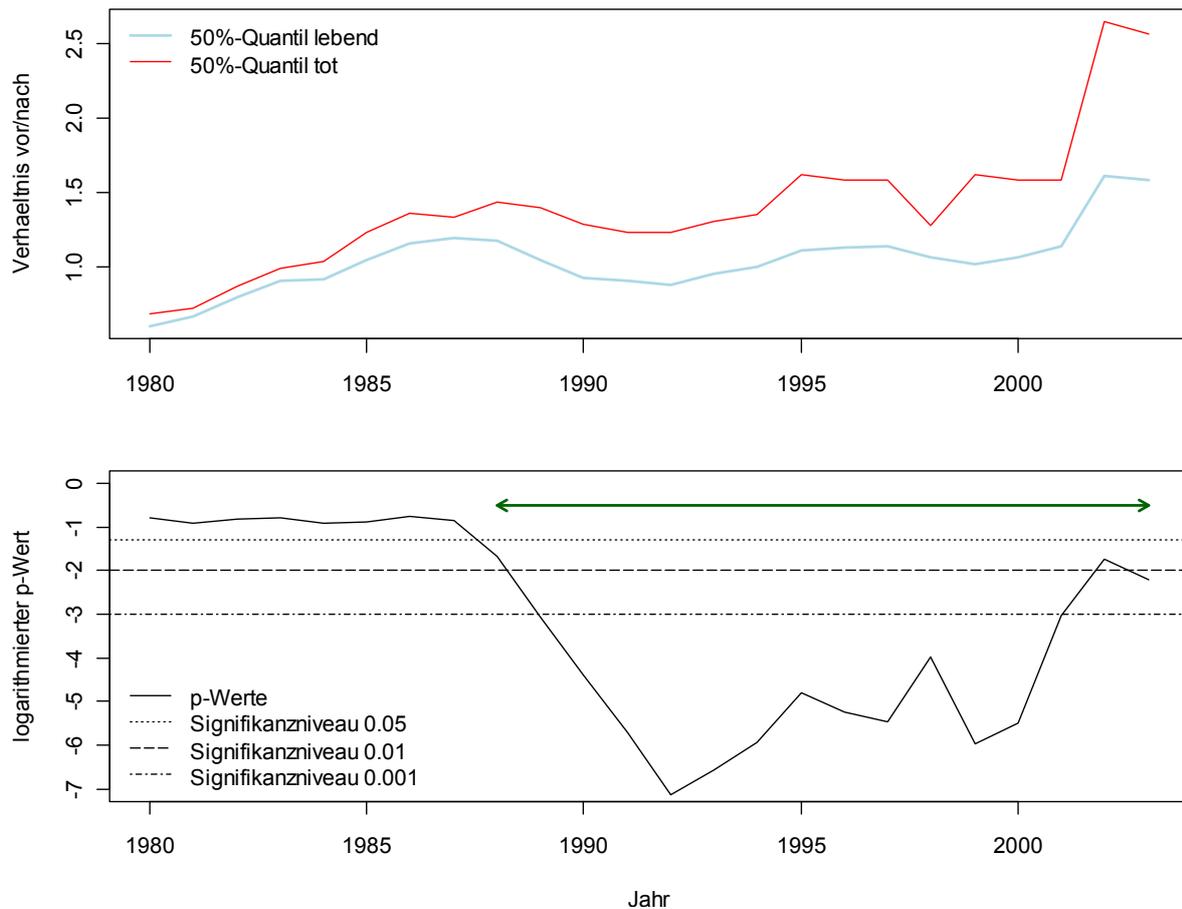


Abbildung 20: Vergleich der Wachstumsverhältnisse vor/nach einzelner Jahre der lebenden und der toten Waldföhren ab 1980.

Die obere Abbildung zeigt die Mediane der Verhältnisse der 5-Jahres-Wachstumsraten vor einem Jahr zu den 5-Jahres-Wachstumsraten nach dem entsprechenden Jahr. Die untere Abbildung zeigt die p-Werte des einseitigen, gepaarten Wilcoxon-Rangsummentests. Getestet wurde, ob die abgestorbenen Waldföhren stärkere Wachstumsverminderungen nach den einzelnen Jahren zeigten als die lebenden. Alle Werte unterhalb der Signifikanz-Linien sind auf dem jeweiligen Niveau signifikant. Die Verhältnisse vor/nach der abgestorbenen Föhren sind von 1988 bis 2003 signifikant grösser als jene der heute noch lebenden (grüner Pfeil).

5.7 Modellierung der Überlebenswahrscheinlichkeit (logistisches Modell)

Die Anpassung des logistischen Modells ausgehend von den Gleichungen 5 und 6 hat ergeben, dass der Mistelbefall einen signifikant negativen Einfluss auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Waldföhren hatte (Tabelle 2). Der Einfluss des Mistelbefalls auf die Überlebenswahrscheinlichkeit nahm dabei mit steigender Stärke des Mistelbefalls zu. Ein Einfluss der Baumhöhe, der Konkurrenzsituation und der sozialen Stellung auf die Überlebenswahrscheinlichkeit konnte nicht nachgewiesen werden.

Tabelle 2: Koeffizienten und p-Werte des logistischen Modells zur Überlebenswahrscheinlichkeit.

Als erklärende Variablen wurden die nicht gepaart erhobenen Parameter Baumhöhe, Konkurrenz, soziale Stellung und Mistelbefall berücksichtigt. Der Mistelbefall blieb als einzige signifikante Variable im Modell (p-Wert aus der ANOVA = 0.0346).

	Intercept	Mistelbefall			
		<i>gesamt</i>	<i>leicht</i>	<i>mittel</i>	<i>stark</i>
Koeffizienten	2.398		-2.398	-2.498	-2.909
± Std. Fehler	± 1.044		± 1.121	± 1.091	± 1.106
(p-Wert)	(0.0216)	(0.0346)	(0.0324)	(0.0220)	(0.0085)

Die Anwendung der „odds ratios“ (siehe Gleichung 7) zur Quantifizierung relativer Überlebenswahrscheinlichkeiten einzelner Bäume ist hier am Beispiel dreier Baumpaare vorgestellt. Angenommen ein Baum a weist einen leichten Mistelbefall auf, wohingegen der Baum b keine Misteln hat. Aufgrund der Gleichung 7 und den Koeffizienten der Tabelle 2 ergibt dies ein „odds ratio“ dieser beiden Bäume mit einem 95% - Konfidenzintervall (Gleichung 8) von $\hat{\Psi} = 0.091$ (0.010,0.818). Dies bedeutet, dass der Baum mit leichtem Mistelbefall eine um rund 90% reduzierte Überlebenschance hat im Vergleich zum Baum ohne Misteln.

Wird der Baum ohne Mistelbefall mit einem Baum aus der mittleren Befallsklasse verglichen, ergibt sich ein „odds ratio“ und dazugehöriges Konfidenzintervall von $\hat{\Psi} = 0.082$ (0.010,0.698). Dies bedeutet, dass der mittelstark von Misteln betroffene Baum eine um rund 92% verminderte Überlebenschance gegenüber dem Baum ohne Mistelbefall aufweist.

Der Baum ohne Misteln im Vergleich mit einem Baum, der starken Mistelbefall aufweist, ergibt folgendes „odds ratio“ und Konfidenzintervall $\hat{\Psi} = 0.055$ (0.006,0.477). Der stark von Misteln befallene Baum weist gegenüber dem Baum ohne Befall somit eine um mehr als 94% reduzierte Überlebenschance auf.

5.8 Modellierung von Wachstumsverhältnissen (lineare Modelle)

Über alle ausgehend von den Modellen in den Gleichungen 10 und 11 angepassten linearen Modelle betrachtet, erreichten die Modelle mit den Verhältnissen der abgestorbenen Föhren als Zielvariablen höhere angepasste R^2 (adj. R^2) als jene mit den Verhältnissen der lebenden Föhren als Zielvariablen (Tabellen 3 - 10). Das angepasste R^2 gibt den Anteil der Varianz der Zielvariable an, der durch das entsprechende Modell erklärt werden kann. Im Gegensatz zum R^2 berücksichtigt das angepasste R^2 dabei die Anzahl erklärender Variablen im Modell. Bei den lebenden Föhren zeigte einzig das Modell mit dem Verhältnis des Wachstums vor/nach 2003 als Zielvariable ein angepasstes R^2 über 0.1.

Das Wachstumsverhältnis vor/nach 1996 der lebenden Föhren zeigte nur eine Abhängigkeit von der früheren Wachstumsrate (p-Wert = 0.0340, Tabelle 3). Die dadurch erklärte Varianz der Zielvariable war mit 0.0659 jedoch gering. Das Wachstumsverhältnis vor/nach 1996 der toten Föhren hing hingegen sowohl mit als auch ohne Einbezug des früheren Wachstums signifikant von der Hangneigung (p-Wert = 0.0346) und dem Mistelbefall (p-Wert = 0.0022) ab. Beide Abhängigkeiten waren positiv, was bedeutet, dass die Abnahme des Wachstums nach 1996 stärker ausfiel, je steiler der Standort und je stärker der Mistelbefall war.

Auch das Wachstumsverhältnis vor/nach 1997 der lebenden Föhren war einzig mit der früheren Wachstumsrate korreliert (p-Wert = 0.0441), wobei das angepasste R^2 wiederum gering ausfiel (adj. R^2 = 0.0579, Tabelle 4). Deutlich höhere angepasste R^2 erreichten die beiden Modelle mit dem Verhältnis vor/nach 1997 der toten Föhren als Zielvariablen (adj. R^2 = 0.4150 ohne und 0.2655 mit Einbezug der früheren Wachstumsrate). Ohne Einbezug der früheren Wachstumsrate zeigte das Verhältnis signifikant positive Abhängigkeiten von der Hangneigung (p-Wert = 0.0316), der sozialen Stellung (p-Wert = 0.0288) und dem Mistelbefall (p-Wert = 0.0007). Wurde die Wachstumsrate 1981 - 1991 als erklärende Variable ins volle Modell aufgenommen, fiel sie im Zuge der Variablenselektion zwar aus dem Modell, veränderte aber den Anpassungsprozess, sodass letztendlich einzig der Mistelbefall als signifikant positiv korrelierte Variable im Modell blieb (p-Wert = 0.0013).

Das frühere Wachstum hatte auf das Verhältnis vor/nach 1998 der lebenden Föhren keinen signifikanten Einfluss mehr, hingegen lag eine signifikant positive Abhängigkeit von der sozialen Stellung vor (p-Wert = 0.0463, Tabelle 5). Die erklärte Varianz war aber mit 0.0787 gering. Das Verhältnis vor/nach 1998 der abgestorbenen Föhren hing wiederum signifikant positiv von der sozialen Stellung (p-Wert = 0.0029) und dem Mistelbefall (p-Wert = 0.0014) ab. Die Modellanpassung führte sowohl mit als auch ohne Einbezug der früheren Wachstumsrate zu diesem Ergebnis, welches ein angepasstes R^2 von 0.4877 erreichte.

Wurde bei der Modellanpassung der Wachstumsverhältnisse vor/nach 1999 das frühere Wachstum berücksichtigt, blieb dieses sowohl bei den lebenden als auch bei den toten Föhren als einzige signifikante erklärende Variable im Modell (p-Wert bei den lebenden = 0.0449, p-Wert bei den toten = 0.0008, Tabelle 6). Das dadurch erreichte angepasste R^2 lag bei den lebenden Föhren bei 0.0573, bei den abgestorbenen bei 0.3544. Wurden die früheren Wachstumsraten nicht ins Modell integriert, zeigte das Verhältnis der Wachstumsraten vor/nach 1999 der lebenden Föhren wiederum eine signifikant positive Abhängigkeit von der sozialen Stellung (p-Wert = 0.0496), womit ein Anteil von 0.0762 der Varianz erklärt werden konnte. Ohne Einbezug der früheren Wachstumsrate zeigte das Verhältnis der abgestorbenen Föhren wiederum eine signifikant positive Abhängigkeit von der sozialen Stellung (p-Wert = 0.0168) und dem Mistelbefall (p-Wert = 0.0101). Diese zwei Variablen erklärten einen Anteil der Varianz von 0.4268.

Das Verhältnis der Wachstumsraten vor/nach 2000 der lebenden Föhren wurde einzig signifikant von der früheren Wachstumsrate beeinflusst (p-Wert = 0.0179, Tabelle 7). Das entsprechende Modell erreichte ein angepasstes R^2 von 0.0859. Unabhängig davon, ob die frühere Wachstumsrate als erklärende Variable ins Modell einging, zeigte das Wachstumsverhältnis vor/nach 2000 der toten Föhren wie bereits die zwei davor liegenden Verhältnisse signifikant positive Abhängigkeiten von der sozialen Stellung (p-Wert = 0.0032) und dem Mistelbefall (p-Wert = 0.0400). Dieses Modell erreichte ein angepasstes R^2 von 0.5542.

Die Verhältnisse der Wachstumsraten vor/nach 2001 hängen sowohl bei den lebenden als auch bei den abgestorbenen Föhren nur von den Wachstumsraten zwischen 1981 und 1991 ab (p-Wert bei den lebenden = 0.0154, p-Wert bei den toten = 0.0296, Tabelle 8). Der dadurch erklärte Anteil der Varianz beträgt 0.0905, respektive 0.1483.

Für das Wachstumsverhältnis vor/nach 2002 der lebenden Föhren konnte keine signifikante Abhängigkeit nachgewiesen werden (Tabelle 9). Sowohl mit als auch ohne Einbezug der früheren Wachstumsrate hing das entsprechende Verhältnis der toten Föhren signifikant positiv von der Topografie (p-Wert = 0.0016) und dem Mistelbefall (p-Wert = 0.0331) sowie signifikant negativ vom BHD (p-Wert = 0.0003), der Höhe über Meer (p-Wert = 0.0268) und dem Ost-West-Indikator (p-Wert = 0.0223) ab. Mit diesem Modell wurde mit 0.7359 das höchste angepasste R^2 aller hier angepassten Modelle erreicht.

Das Verhältnis der Wachstumsraten vor/nach 2003 der lebenden Föhren hing signifikant negativ vom BHD (p-Wert = 0.0233) und signifikant positiv von der Baumhöhe (p-Wert = 0.0373) und dem Mistelbefall (p-Wert = 0.0071) ab (Tabelle 10). Dieses Modell erreichte ein angepasstes R^2 von 0.2027.

Tabelle 3: Lineare Modelle mit den Verhältnissen des Wachstums vor/nach 1996 als Zielvariablen.

Die ausgehend von den Anfangsmodellen der Gleichungen 10 und 11 durch Variablenselektion angepassten Modelle mit den Verhältnissen der 5-Jahres-Wachstumsraten vor/nach 1996 als Zielvariablen sind hier zusammengefasst. In den farbig hinterlegten Zeilen sind die Modellbezeichnungen aufgeführt (blau: lebend, rot: tot). Dabei steht „lebend“ für das Modell mit dem Verhältnis der Wachstumsraten der lebenden Waldföhren als Zielvariable, „lebend inkl. 81-91“ für das Modell mit der gleichen Zielvariable, wobei zusätzlich die Wachstumsrate zwischen 81 und 91 als erklärende Variable ins Anfangsmodell einging. Die Modellbezeichnungen „tot“ und „tot inkl. 81-91“ stehen für die entsprechenden Modelle mit dem Verhältnis der Wachstumsraten der toten Waldföhren als Zielvariablen. Für alle Modelle sind nur die Koeffizienten mit Standardfehler (Std. Fehler) sowie die p-Werte derjenigen Variablen angegeben, die nach der Variablenselektion signifikant im Modell blieben. Bei der kategoriell erhobenen sozialen Stellung wurde „vorherrschend“ als Referenz gewählt, beim Mistelbefall wurde „kein Befall“ und bei der Topografie „Hang“ als Referenz definiert. Die p-Werte der stetigen Variablen und der einzelnen Kategorien der kategoriellen Variablen stammen aus dem „summary“ in R, die zusammenfassenden p-Werte der kategoriellen Variablen stammen aus der ANOVA. Die Modelle „tot“ sowie „tot inkl. 81-91“ ergaben nach der Variablenselektion identische Modelle.

	Intercept	Hangneigung	Mistelbefall			WR 81-91	adj. R ²
			gesamt	leicht ¹	mittel		
lebend²							
Koeffizient							
± Std. Fehler							
(p-Wert)							
lebend inkl. 81-91							
Koeffizient	-0.0807				0.0028		
± Std. Fehler	± 0.1233				± 0.0013		0.0659
(p-Wert)	(0.5160)				(0.0340)		
tot und tot inkl. 81 - 91							
Koeffizient	-0.0527	0.0116		0.4490	0.4366		
± Std. Fehler	± 0.1332	± 0.0053		± 0.1346	± 0.1362		0.3169
(p-Wert)	(0.6944)	(0.0346)	(0.0022)	(0.0019)	(0.0028)		

¹ Zu wenige der toten Waldföhren wiesen leichten Mistelbefall auf, um dessen Einfluss berechnen zu können.

² Keine Variable wies einen signifikanten Zusammenhang mit der Zielvariable auf. Auch der Intercept war nicht signifikant.

Tabelle 4: Lineare Modelle mit den Verhältnissen des Wachstums vor/nach 1997 als Zielvariablen.
Eingehende Erklärungen sind in der Tabellenbeschreibung der Tabelle 3 aufgeführt.

	Intercept	Hang- neigung	soziale Stellung			Mistelbefall			WR 81-91	adj. R ²
			gesamt	herrschend	mit- herrschend	beherrscht ¹	gesamt	leicht ²		
lebend³										
Koeffizient										
± Std. Fehler (p-Wert)										
lebend inkl. 81-91										
Koeffizient	-0.1205								0.0028	
± Std. Fehler (p-Wert)	± 0.1318 (0.3645)								± 0.0014 (0.0441)	0.0579
tot										
Koeffizient	-0.5369	0.0139	0.4479	0.4024		0.4839	0.6216			
± Std. Fehler (p-Wert)	± 0.2218 (0.0210)	± 0.0062 (0.0316)	± 0.1596 (0.0082)	± 0.2342 (0.0948)		± 0.1572 (0.0041)	± 0.1533 (0.0003)			0.4150
tot inkl. 81-91										
Koeffizient	0.1007					0.3927	0.6455			
± Std. Fehler (p-Wert)	± 0.1202 (0.4071)					± 0.1666 (0.0238)	± 0.1612 (0.0003)			0.2655

¹ Zu wenige der toten Waldföhren wiesen eine beherrschte soziale Stellung auf, um deren Einfluss berechnen zu können.

² Zu wenige der toten Waldföhren wiesen leichten Mistelbefall auf, um dessen Einfluss berechnen zu können.

³ Keine Variable wies einen signifikanten Zusammenhang mit der Zielvariable auf. Auch der Intercept war nicht signifikant.

Tabelle 5: Lineare Modelle mit den Verhältnissen des Wachstums vor/nach 1998 als Zielvariablen
Eingehende Erklärungen sind in der Tabellenbeschreibung der Tabelle 3 ausgeführt.

Intercept	soziale Stellung				Mistelbefall			adj. R ²
	gesamt	herrschend	mit- herrschend	beherrscht ¹	gesamt	leicht ²	mittel	
lebend und lebend inkl. 81 - 91								
Koeffizient	-0.0164	0.1861	-0.2154			0.1704	0.5468	
± Std. Fehler	± 0.1405	± 0.1566	± 0.2048			± 0.1453	± 0.1357	
(p-Wert)	(0.908)	(0.240)	(0.298)			(0.2513)	(0.0004)	0.0787
tot und tot inkl. 81 - 91								
Koeffizient	-0.3130	0.5292	0.2363					
± Std. Fehler	± 0.1620	± 0.1453	± 0.2143					
(p-Wert)	(0.0639)	(0.0011)	(0.2799)			(0.0014)		0.4877

¹ Zu wenige der lebenden und toten Waldfähren wiesen eine beherrschte soziale Stellung auf, um deren Einfluss berechnen zu können.

² Zu wenige der toten Waldfähren wiesen leichten Mistelbefall auf, um dessen Einfluss berechnen zu können.

Tabelle 6: Lineare Modelle mit den Verhältnissen des Wachstums vor/nach 1999 als Zielvariablen.
Eingehende Erklärungen sind in der Tabellenbeschreibung der Tabelle 3 ausgeführt.

Intercept	soziale Stellung				Mistelbefall			WR 81-91	adj. R ²
	gesamt	herrschend	mit- herrschend	beherrscht ¹	gesamt	leicht ²	mittel		
lebend									
Koeffizient	-0.0305	0.1552	-0.2338						
± Std. Fehler	± 0.1353	± 0.1509	± 0.1973						
(p-Wert)	(0.8230)	(0.0496)	(0.2420)					0.0762	
lebend inkl. 81-91									
Koeffizient	-0.1719							0.0025	
± Std. Fehler	± 0.1178							± 0.0012	
(p-Wert)	(0.1504)							(0.0449)	
tot									
Koeffizient	-0.2682	0.5198	0.1869			0.1264	0.5695		
± Std. Fehler	± 0.1930	± 0.1757	± 0.2488			± 0.1864	± 0.1730		
(p-Wert)	(0.1791)	(0.0168)	(0.4610)			(0.5052)	(0.0035)	0.4268	
tot inkl. 81-91									
Koeffizient	-0.2766							0.0072	
± Std. Fehler	± 0.1692							± 0.0019	
(p-Wert)	(0.1151)							(0.0008)	

¹ Zu wenige der lebenden und toten Waldfähren wiesen eine beherrschte soziale Stellung auf, um deren Einfluss berechnen zu können.

² Zu wenige der toten Waldfähren wiesen leichten Mistelbefall auf, um dessen Einfluss berechnen zu können.

Tabelle 7: Lineare Modelle mit den Verhältnissen des Wachstums vor/nach 2000 als Zielvariablen.
Eingehende Erklärungen sind in der Tabellenbeschreibung der Tabelle 3 aufgeführt.

	Intercept		soziale Stellung			Mistelbefall			WR 81-91	adj. R ²
	gesamt	herrschend	mitherrschend	beherrscht ¹	gesamt	leicht ²	mittel	stark		
lebend³										
Koeffizient										
± Std. Fehler										
(p-Wert)										
lebend inkl. 81-91										
Koeffizient	-0.0946	0.8942		0.5477	0.3336	0.6096	0.0026			
± Std. Fehler	± 0.1016	± 0.2168		± 0.2850	± 0.2238	± 0.2133	± 0.0011			0.0859
(p-Wert)	(0.3564)	(0.0010)		(0.0752)	(0.1582)	(0.0127)	(0.0179)			
tot und tot inkl. 81 - 91										
Koeffizient	-0.5164	0.8942		0.5477	0.3336	0.6096	0.0026			
± Std. Fehler	± 0.2586	± 0.2168		± 0.2850	± 0.2238	± 0.2133	± 0.0011			0.0859
(p-Wert)	(0.0656)	(0.0032)		(0.0752)	(0.0400)	(0.0127)	(0.1582)			

¹ Zu wenige der toten Waldfohren wiesen eine beherrschte soziale Stellung auf, um deren Einfluss berechnen zu können.

² Zu wenige der toten Waldfohren wiesen leichten Mistelbefall auf, um dessen Einfluss berechnen zu können.

³ Keine Variable wies einen signifikanten Zusammenhang mit der Zielvariable auf. Auch der Intercept war nicht signifikant.

Tabelle 8: Lineare Modelle mit den Verhältnissen des Wachstums vor/nach 2001 als Zielvariablen.
Eingehende Erklärungen sind in der Tabellenbeschreibung der Tabelle 3 aufgeführt.

	Intercept	WR 81-91	adj. R ²
lebend¹			
Koeffizient			
± Std. Fehler			
(p-Wert)			
lebend inkl. 81-91			
Koeffizient	-0.0237	0.0025	
± Std. Fehler	± 0.0955	± 0.0010	0.0905
(p-Wert)	(0.8047)	(0.0154)	
tot¹			
Koeffizient			
± Std. Fehler			
(p-Wert)			
tot inkl. 81-91			
Koeffizient	0.0440	0.0049	
± Std. Fehler	± 0.1896	± 0.0021	0.1483
(p-Wert)	(0.8187)	(0.0296)	

¹ Keine Variable wies einen signifikanten Zusammenhang mit der Zielvariable auf. Auch der Intercept war nicht signifikant.

Tabelle 9: Lineare Modelle mit den Verhältnissen des Wachstums vor/nach 2002 als Zielvariablen.
Eingehende Erklärungen sind in der Tabellenbeschreibung der Tabelle 3 ausgeführt.

	Intercept	BHD	Topografie			Höhe ü. Meer			Mistelbefall			o-w	adj. R ²
			gesamt	Plateau ¹	Kuppe	gesamt	leicht ²	mittel	stark				
lebend und lebend inkl. 81 - 91³													
Koeffizient	10.7050	-0.0644		0.6032	-0.0150		-0.0156	0.4878	-0.2614				
± Std. Fehler	± 3.5399	± 0.0127		± 0.1486	± 0.0059		± 0.1925	± 0.1662	± 0.0997				0.7359
(p-Wert)	(0.0106)	(0.0003)	(0.0016)	(0.0016)	(0.0268)	(0.0331)	(0.9366)	(0.0125)	(0.0223)				

¹ Zu wenige der toten Waldföhren wuchsen auf einem Plateau, um dessen Einfluss berechnen zu können.

² Zu wenige der toten Waldföhren wiesen leichten Mistelbefall auf, um dessen Einfluss berechnen zu können.

³ Keine Variable wies einen signifikanten Zusammenhang mit der Zielvariable auf. Auch der Intercept war nicht signifikant.

Tabelle 10: Lineare Modelle mit den Verhältnissen des Wachstums vor/nach 2003 als Zielvariablen.
Eingehende Erklärungen sind in der Tabellenbeschreibung der Tabelle 3 ausgeführt.

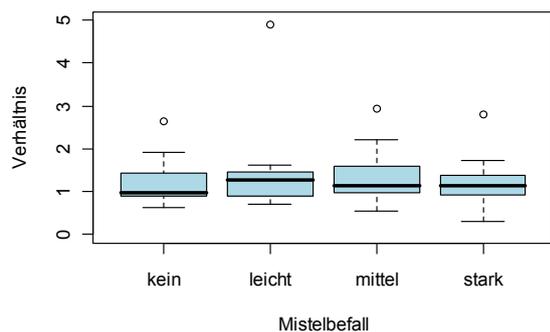
	Intercept	BHD	Baumhöhe			Mistelbefall			adj. R ²
			gesamt	leicht	stark	gesamt	mittel	stark	
Lebend und lebend inkl. 81-91									
Koeffizient	0.4385	-0.0300	0.05152	0.0266	0.4073	0.4451			
± Std. Fehler	± 0.2333	± 0.0128	± 0.0241	± 0.1596	± 0.1474	± 0.1662			0.2027
(p-Wert)	(0.0663)	(0.0233)	(0.0373)	(0.8682)	(0.0071)	(0.0081)	(0.0101)		

5.9 Einfluss des Mistelbefalls auf lebende und tote Waldföhren

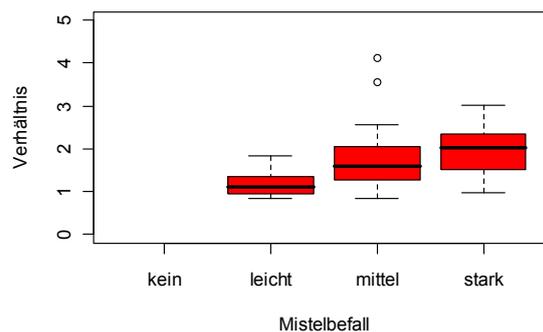
Da das logistische Modell der Überlebenswahrscheinlichkeit und viele der linearen Modelle der Wachstumsverhältnisse eine Abhängigkeit vom Mistelbefall anzeigen, wurde dieser noch eingehender untersucht. Analysiert wurde, wie sich die Wachstumsverhältnisse vor/nach 1996, 1998, 2000 und 2003 bei unterschiedlich stark mit Misteln befallenen Waldföhren unterschieden (Abbildung 21). Es wurden die Verhältnisse dieser trockenen Zieljahre gewählt, um insbesondere den Einfluss der Misteln auf die Wachstumsveränderung nach Trockenjahren untersuchen zu können. Dies wurde für die lebenden und die toten Waldföhren getrennt vorgenommen.

Die toten Waldföhren zeigten nach den Jahren 1996, 1998 und 2000 eine Tendenz zu stärkeren Wachstumsabfällen, wenn ihr Mistelbefall mittel oder stark war (Abbildung 21 b, d, f). Die lebenden Waldföhren zeigten dieses Muster jedoch nur im Jahr 2003 (Abbildung 21 g). Für das Wachstumsverhältnis vor/nach 2003 war bei den in der Folge abgestorbenen Bäumen keine entsprechende Tendenz mehr erkennbar (Abbildung 21 h), über alle Befallsklassen hatte sich das Verhältnis auf einem hohen Niveau eingestellt.

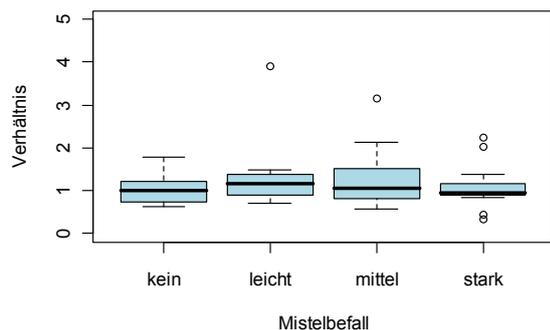
(a) Verhältnis vor/nach 1996 lebend



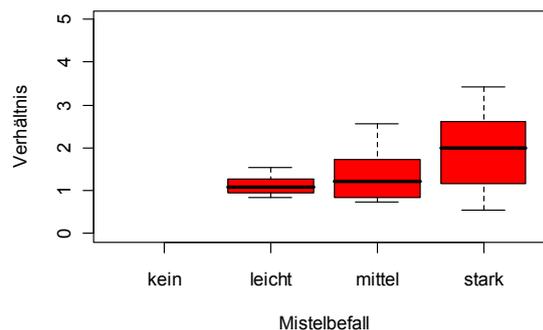
(b) Verhältnis vor/nach 1996 tot



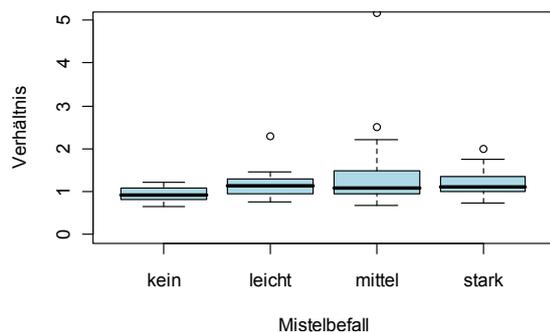
(c) Verhältnis vor/nach 1998 lebend



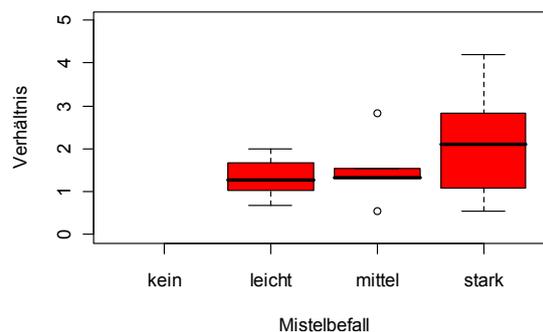
(d) Verhältnis vor/nach 1998 tot



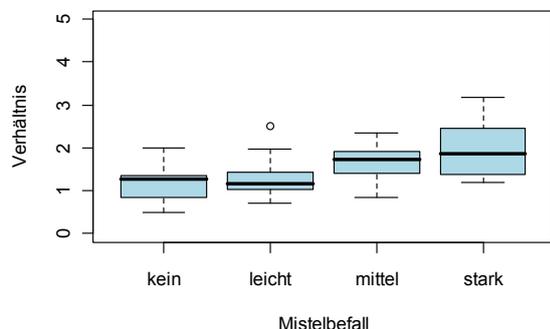
(e) Verhältnis vor/nach 2000 lebend



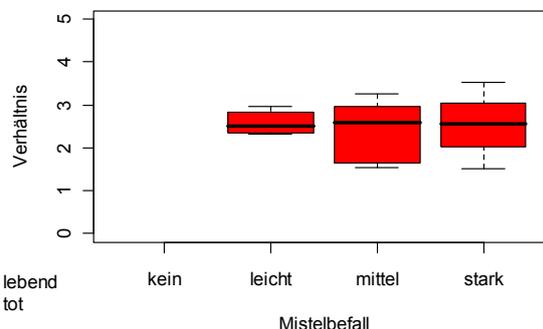
(f) Verhältnis vor/nach 2000 tot



(g) Verhältnis vor/nach 2003 lebend



(h) Verhältnis vor/nach 2003 tot



■ lebend
■ tot

Abbildung 21: Wirkung des unterschiedlichen Mistelbefalls auf die Wachstumsverhältnisse der lebenden und der toten Waldföhren.

Auf der linken Seite sind die Wachstumsverhältnisse vor/nach 1996, 1998, 2000 und 2003 der lebenden Föhren jeweils in Verbindung gesetzt zu den verschiedenen Mistelbefallsklassen. Auf der rechten Seite befinden sich die entsprechenden Abbildungen für die toten Föhren. Erklärungen zur Bedeutung der Boxplots können der Abbildung 14 entnommen werden.

6 Diskussion

6.1 Zeitpunkt des Absterbens

Das Jahr der letzten Jahringausbildung kann als Indikator für den frühesten Todeszeitpunkt angesehen werden. Es gilt aber zu beachten, dass die Verteilung der letzten Wachstumsaktivität (Abbildung 13) nicht die relativen Mortalitätsraten der entsprechenden Jahre widerspiegelt. So waren bereits länger abgestorbene Föhren aufgrund fortgeschrittenem Holzerfalls nicht mehr gleich gut bohrbar wie erst vor kurzem abgestorbene Föhren und konnten deshalb weniger häufig in die Stichprobe einbezogen werden. Umso erstaunlicher ist die Tatsache, dass eine Waldföhre mit letzter Wachstumsaktivität im Jahr 1981 in die Stichprobe aufgenommen werden konnte. Des Weiteren gilt zu beachten, dass absterbende Bäume ihr Wachstum nicht an allen Stellen gleichzeitig einstellen (Osterwalder 2007). So wäre es beispielsweise möglich, dass Bohrkerne von höheren Stammabschnitten noch Jahrringe späterer Jahre aufgewiesen hätten. Sogar auf gleicher Stammhöhe können Bäume an verschiedenen Stellen in unterschiedlichen Jahren ihren letzten Jahring ausbilden (Osterwalder 2007). Insofern ist es grundsätzlich schwierig, das Absterben eines Baumes auf ein Jahr zu fixieren.

Der Tod eines Baumes tritt ausserdem oft erst ein bis mehrere Jahre nach dem den Absterbeprozess auslösenden Faktor ein (Bigler et al. 2007). Dies konnte auch für die Waldföhren im Rhönetal nachgewiesen werden, wobei als auslösende Faktoren Trockenheitsereignisse betrachtet wurden (Bigler et al. 2006). Das Jahr der letzten Wachstumsaktivität mit Ereignissen des entsprechenden Jahres zu korrelieren, kann deshalb zu Fehlinterpretationen führen, da die kumulierte Mortalität nicht berücksichtigt wird. So ist auch anzunehmen, dass sich der Einfluss des Rekordsommers 2003 auf die Mortalität wohl noch über mehrere Jahre hinziehen wird.

Aufgrund der schwierigen Festlegung eines Todeszeitpunkts und der verzögerten Reaktion auf die auslösenden Faktoren wird in der vorliegenden Arbeit das Wachstum im gesamten Zeitraum vor dem Absterben genauer betrachtet. Dabei werden zum einen regionale Gegebenheiten wie das Klima und zum anderen baum- und standortsspezifische Umstände als das Wachstum beeinflussende Faktoren diskutiert. Im folgenden Kapitel wird zuerst auf die für alle untersuchten Waldföhren identischen regionalen Einflüsse des Klimas und der Wasserdefizite eingegangen, bevor in den nachfolgenden Kapiteln die Wachstumsunterschiede zwischen den lebenden und den toten Waldföhren und deren Gründe diskutiert werden.

6.2 Einfluss des Klimas und der Wasserdefizite auf das Wachstum und die Mortalität

Die Jahrringbreite von Bäumen hängt im Allgemeinen stark von den klimatischen Bedingungen ab (Fritts 1976, LaMarche 1978, Schweingruber 1996). Die klimatischen Verhältnisse nehmen dabei über die Photosynthese- und Respirationstätigkeit sowie über die Wasserverfügbarkeit Einfluss auf die im Baum vorhandene Menge für Wachstum einsetzbarer Ressourcen (Fritts 1976). Auch das Wachstum der Waldföhren im Rhônetal reagiert im Allgemeinen sensitiv auf die Klimaeinflüsse, wobei in der Regel in feuchten Jahren breitere Jahrringe ausgebildet werden als in trockenen (Rigling et al. 2001, Bigler et al. 2006, Zweifel et al. 2006, Weber et al. 2007). Die Daten aus dem Pfywald zeigen diesen Umstand insbesondere in den zur Datierung verwendeten Weiserjahren (vgl. Abbildung 15 und Abbildung 16). So bildeten die beprobten Waldföhren im defizitärsten Jahr seit Beginn der Messungen (1921 in Tabelle 1) die durchschnittlich kleinsten Jahrringe. Auch das trockene Jahr 1976 äusserte sich durch schmalere Jahrringe. Die Abfolge der Wasserdefizite der Jahre 1996, 1997 und 1998 spiegelte sich ebenfalls sehr deutlich in den Jahrringbreiten wider. Gerade die relativen Veränderungen des Wachstums von einem Jahr zum nächsten können gut auf die Klimaverhältnisse zurückgeführt werden.

Bei der Interpretation längerfristiger Wachstumsmuster können aber andere Effekte den Einfluss des Klimas überlagern. So sollte ein Vergleich des Wachstums vor 1920 mit dem späteren Wachstum nicht in erster Linie aufgrund des Klimas interpretiert werden. Im Zeitraum vor 1920 bildeten sowohl die lebenden als auch die toten Föhren deutlich breitere Jahrringe als in den folgenden Jahrzehnten (Abbildung 16). Dies kann durch starkes Jugendwachstum und den folgenden Alterstrend erklärt werden (Schweingruber 1996). Die breite Streuung der Werte in diesem Zeitraum ist auf die geringere Stichprobengrösse zurück zu führen, da die beprobten Bäume unterschiedlich alt sind. Ausserdem weisen grössere Mittelwerte in der Regel auch grössere Varianzen auf. Dass dennoch bereits die Werte ab 1898 in die Berechnung der Korrelations- und Responsefunktionen eingingen, rechtfertigt sich daher, dass die Jahrringbreiten im Jugendwachstum besonders sensitiv auf die Umwelt und folglich auf das Klima reagieren (Schweingruber 1996). Die langfristige Abnahme der Jahrringbreiten ist aber somit nicht ausschliesslich auf veränderte Klimabedingungen zurückzuführen.

Um aber mögliche langfristige Veränderungen in den Klimabedingungen und damit Veränderungen der Wasserverfügbarkeit für die Bäume im Laufe der letzten rund 150 Jahre zu identifizieren, wurden die Wasserdefizite betrachtet (Abbildung 15). Im Gegensatz zu Rebetz (1999) konnte dabei keine deutliche Zunahme an Trockenperioden identifiziert werden. Dies lässt sich möglicherweise dadurch erklären, dass Rebetz (1999) die

Niederschlags- und Temperaturdaten ausschliesslich getrennt berücksichtigte und einen Fokus auf das Tessin setzte, welches sich klimatisch deutlich vom Wallis unterscheidet (Kirchhofer 2000). Auch wenn keine Zu- oder Abnahme der kumulierten Wasserdefizite zu erkennen ist, scheint es eine Tendenz einer innerjährlichen Verschiebung hin zu späteren Trockenzeiten zu geben. Die Tatsache, dass die trockensten Monate Mai, Juni und September über 80 Jahre zurück liegen, die trockensten Monate Juli, August und Oktober jedoch in den letzten 25 Jahren verzeichnet wurden, deutet auf eine solche Verschiebung hin. Auch Weber et al. (2007) konnten eine entsprechende Tendenz feststellen. So zeigte der von ihnen verwendete Trockenheitsindex, dass im Zeitraum von 1941 bis 2000 die Trockenheit im März und Mai signifikant ab-, im August aber signifikant zunahm. Vor 1960 zeigte der Trockenheitsindex im März und Mai ein Wasserdefizit von rund 10 mm, danach sogar einen Wasserüberschuss von knapp 30 mm. Die Zunahme der Trockenheit im August äusserte sich bei Weber et al. (2007) durch eine Erhöhung des Wasserdefizites von rund 50 mm auf rund 80 mm. Möglicherweise steht diese Tendenz mit dem Anstieg heisser Tage mit mittlerer Temperatur über 20°C (Rebetez und Dobbartin 2004) in Verbindung. Rebetez und Dobbartin (2004) identifizierten dabei jedoch ausschliesslich die jährliche Zunahme an heissen Tagen. Eine Aussage darüber, ob die Anzahl heisser Tage insbesondere im Spätsommer zunahm, kann deshalb nicht getätigt werden. Die in der vorliegenden Arbeit berechneten Wasserdefizite erwiesen sich zwar als geeignet zur Identifikation möglicher Veränderungen des Trockenstresses auf die Waldföhren, aber zur Analyse getrennter Wirkungen der Temperatur oder des Niederschlags auf das Wachstum konnten sie nicht verwendet werden.

Um eine solche getrennte Wirkung der Temperatur und des Niederschlags identifizieren zu können, wurde deren Einfluss separat mittels Korrelations- und Responsefunktionen ermittelt. Die Responsefunktionen zeigten eine starke positive Abhängigkeit des Wachstums von den Niederschlägen im Winter und Frühling des laufenden Jahres, jedoch nicht von den Niederschlägen im Sommer des laufenden Jahres (Abbildung 17). Vermutlich führen die Winter- und Frühlingsniederschläge dazu, dass der Boden zu Beginn der Vegetationsperiode mit Wasser gesättigt ist, was das Wachstum der Bäume positiv beeinflussen kann. Ein direkter positiver Effekt des Winterniederschlags könnte ausserdem das Wurzelwachstum betreffen, da Wurzelwachstum im Winter in Gebieten mit trockenen Sommern vorteilhaft sein kann (Cherubini et al. 2003). Das Wachstum könnte dann möglicherweise im Sommer aufgrund der extremen Sommerhitze (Abbildung 2) zum Erliegen kommen, falls die Waldföhren ihre Stomata schliessen, um übermässige Verdunstung zu vermeiden. Auf diese Weise würde ihre Assimilation von für das Wachstum nötigem Kohlenstoff unterbrochen, weshalb dieses stagnieren würde. Dies würde bedeuten, dass der grösste Teil des Zuwachses in Form von Frühholzzellen bereits zu Beginn der Vegetationsperiode gebildet

wird (Abbildung 5), was erklären könnte, weshalb der Niederschlag im Sommer keinen signifikanten Einfluss auf das Wachstum hatte. Diese Erklärung wird durch die Untersuchung von Zweifel et al. (2006) gestützt, welche die Wachstumsperiode der Waldföhren zweier Standorte im Rhônetal zwischen April und Juni identifizierten. Sie erklärten das reduzierte Wachstum im Sommer ebenfalls durch die Schliessung der Stomata.

Die Abhängigkeit des Wachstums der Waldföhren im Rhônetal von den Klimaparametern des Winters und des Frühlings des laufenden Jahres konnte bereits von Weber et al. (2007) nachgewiesen werden. Sie eruierten dabei sub-regionale Unterschiede in der Reaktion auf Trockenstress zwischen Föhren aus dem Gebiet um Sion und Föhren aus dem Gebiet um Visp, wobei die Unterschiede aufgrund verschiedener Bodenverhältnisse erklärt wurden. Die Unterschiede könnten aber auch darauf zurückgeführt werden, dass der sommerliche Trockenstress im östlichen Rhônetal stärker ist als im westlichen (Rigling et al. 2006a). Die Responsekoeffizienten der vorliegenden Arbeit entsprechen eher jenen der Föhren aus der Nähe von Sion. So zeigten diese ebenfalls eine ausgeprägte Abhängigkeit des Wachstums von den Klimaparametern des Winters und Frühlings des laufenden Jahres, wobei in beiden Studien insbesondere der Mai hervortritt. Ein direkter Vergleich der Ergebnisse dieser Masterarbeit mit jenen von Weber et al. (2007) sollte jedoch mit Vorsicht genossen werden, da hier der Einfluss der Temperatur und des Niederschlags getrennt untersucht wird und bei Weber et al. (2007) mittels Wasserdefiziten kombiniert. Zwar wirken die Temperatur und der Niederschlag sicherlich kombiniert auf das Wachstum, aber die Interpretierbarkeit der Resultate wird bei einer kombinierten Betrachtung eingeschränkt. So konnte nur dank der getrennten Analyse gezeigt werden, dass vor allem der Niederschlag einen entscheidenden Einfluss auf das Wachstum der Waldföhren im Pfywald ausübt.

Die Temperatur wirkt weniger stark als der Niederschlag auf das Wachstum der Waldföhren im Pfywald, was aus den Korrelations- und Responsekoeffizienten hervor geht (Abbildung 17). Bereits Fritts (1976) beschrieb die schwächere Abhängigkeit von der Temperatur als typisch für Bäume aus tiefen Höhenlagen. So wird gerade in trockenen Tälern wie dem Rhônetal der Niederschlag und nicht die Temperatur limitierend sein, da es im Verhältnis zur verfügbaren Wassermenge in der Regel genügend warm für Wachstum ist. Abbildung 17 zeigt jedoch, dass die Juni-Temperatur des laufenden Jahres einen signifikant negativen Einfluss auf das Wachstum ausübte. Diese Tatsache spricht wiederum für die bereits erwähnte Schliessung der Stomata, um während der heissen Zeit im Sommer die Verdunstung möglichst gering zu halten.

Neben dem Wachstum kann auch die Mortalität von den Klimaparametern beeinflusst werden. Ein durch Trockenheit gestresster Baum kann aufgrund verschiedener biotischer oder physiologischer Prozesse absterben. So erklären McDowell et al. (2008), dass indirekte Wirkungen über Schädlinge, hydraulische Probleme in den Wasserleitsystemen oder verminderte Aufnahme von Kohlenstoff zum Absterben führen können. Mortalität aufgrund hydraulischer Probleme entsteht, wenn geringe Wasserverfügbarkeit mit hoher Verdunstung durch die geöffneten Stomata zusammenfällt, sodass der Wasserfluss unterbrochen wird. Die verminderte Aufnahme von Kohlenstoff führt hingegen zur unbefriedigten Nachfrage nach Kohlenstoff im Baum, wenn dieser bei Trockenheit seine Stomata schliesst, um keine hydraulischen Probleme zu erleiden. Daher existiert für einen Baum unter Trockenstress sozusagen ein Zielkonflikt zwischen verhungern und verdursten.

Die Klimaparameter wirken zwar auf den gesamten Pfywald, dennoch wurden Unterschiede im Wachstum der Waldföhren identifiziert. Insbesondere zwischen den lebenden und den toten Föhren treten Unterschiede auf, welche im nächsten Kapitel diskutiert werden.

6.3 Unterschiede im Wachstum der lebenden und der abgestorbenen Waldföhren

Das Wachstum der lebenden und der toten Waldföhren unterschied sich sichtbar vor 1920, in den 1930er- bis 1960er-Jahren sowie ab 1992 (Abbildungen 16 und 18). In der restlichen Zeit zeigten die lebenden und die toten Waldföhren sehr ähnliches Wachstum. Die Unterschiede vor 1920 sind wohl, wie bereits erwähnt, auf die geringe Stichprobengrösse in diesem Zeitraum zurück zu führen und nicht ökologisch bedingt. Die beiden anderen Zeiträume mit unterschiedlichem Wachstum bedürfen aber weiterer Interpretationen.

Die Wachstumsunterschiede der 1930er- bis 1960er-Jahre zwischen den lebenden und den toten Waldföhren (Abbildung 16) sind mit grosser Wahrscheinlichkeit auf das methodische Vorgehen zurück zu führen. Während diesem Zeitraum wiesen die toten Föhren ein leicht stärkeres Wachstum auf als die heute noch lebenden. Die Stichprobenauswahl kann als Grund für diesen Unterschied angesehen werden. So weisen Bäume in den Jahren vor dem stressbedingten Tod in der Regel vermindertes Wachstum auf (Pedersen 1998, Wyckoff und Clark 2000, Bigler und Bugmann 2003, Bigler et al. 2007). Da jedoch für jede tote Waldföhre eine lebende Waldföhre mit ähnlichem BHD in die Stichprobe aufgenommen wurde und sich die lebenden und die toten Waldföhren nicht grundsätzlich in ihrem Alter unterscheiden, müssen die toten Waldföhren während einer gewissen Zeit ihres Lebens besser als die heute noch lebenden Waldföhren gewachsen sein, um trotz vermindertem Wachstum vor dem Tod gleiche BHD wie ihre lebenden Referenzen erreicht zu haben.

Vermindertes Wachstum vor dem Tod wiesen auch die abgestorbenen Waldföhren im Pfywald auf, nachdem sie bis und mit 1991 sehr synchrones Wachstum mit den überlebenden gezeigt hatten (Abbildungen 16, 18 und 19). Dass absterbende Bäume in der Zeit vor dem Tod vermindertes Wachstum aufweisen, ist ein in der Forschung bereits viel diskutiertes Phänomen (Pedersen 1998, Wyckoff und Clark 2000, Bigler und Bugmann 2003, Bigler et al. 2007). Pedersen (1998) interpretierte eine entsprechende Wachstumsreduktion bei Eichen (*Quercus* spp.) in den USA als Folge auslösender Stressfaktoren wie trockener Jahre. Bigler et al. (2007) konnten nachweisen, dass insbesondere jene Fichten (*Picea engelmannii*) und Tannen (*Abies lasiocarpa*) in einem subalpinen Gebiet der Rocky Mountains nach einer Trockenperiode abstarben, die bereits vor der Trockenheit reduziertes Wachstum aufgewiesen hatten. Wyckoff und Clark (2000) sowie Bigler und Bugmann (2003) zeigten sogar, dass vermindertes Wachstum dermassen charakteristisch für absterbende Bäume sein kann, dass es teilweise zur Vorhersage der Mortalität verwendet werden kann.

Dass absterbende Bäume in der Regel vor dem Tod vermindertes Wachstum aufweisen, lässt jedoch die Frage nach der Ursache der im Pfywald beobachteten Wachstumsreduktion ab 1992 offen. Möglicherweise nahm die Konkurrenz im Laufe der Zeit zu, sodass die absterbenden Waldföhren dem Konkurrenzdruck durch die überlebenden Waldföhren nicht mehr standhalten konnten. Ein Effekt der Konkurrenzverhältnisse auf die Überlebenswahrscheinlichkeit oder die Wachstumsveränderungen der Waldföhren im Pfywald konnte in der vorliegenden Untersuchung nicht nachgewiesen werden (Tabellen 2 bis 10). Dies könnte möglicherweise daran liegen, dass kein genügend grosser Gradient an Konkurrenzverhältnissen in der Stichprobe berücksichtigt werden konnte (Abbildung 14 g). Unter Umständen spielt dabei auch die Tatsache, dass die Waldföhren im Pfywald meist keine dichten Bestände ausbilden, eine Rolle. Bigler und Bugmann (2003) diskutierten bereits die Rolle der Konkurrenz im Mortalitätsprozess von Fichten (*Picea abies*) in verschiedenen Gebieten der Schweiz. Sie kamen zum Schluss, dass die Konkurrenz in den von ihnen untersuchten Wäldern zwar einen entscheidenden Einfluss auf das Wachstum hatte, aber zusätzliche Faktoren für die das Absterben der Bäume verantwortlich sind.

Als weiterer möglicher Grund für die beginnende Wachstumsdiskrepanz zwischen den lebenden und den abgestorbenen Waldföhren käme auch der extrem trockene August im Jahr 1991 in Frage, welcher als auslösender Faktor nach Manion (1981) gewirkt haben könnte. Möglicherweise hat dieser trockene August die Vitalität der absterbenden Waldföhren derart reduziert, dass sich ihr Wachstum auch in den darauffolgenden Jahren nicht mehr erholte. Unter der bereits diskutierten Annahme, dass die Föhren den Grossteil des Jahrringes zu Beginn der Wachstumsperiode bilden, ist verständlich, weshalb ein allfälliger Effekt des Augusts 1991 nicht schon im Jahrring 1991 abgebildet würde. Dass die

Korrelations- und Responsefunktionen dennoch keine Abhängigkeit von der Temperatur und dem Niederschlag im August des Vorjahres anzeigten, könnte dadurch erklärt werden, dass diese Funktionen keine Extremereignisse berücksichtigen, sondern nur mittlere Effekte beschreiben können. Die Interpretation der beginnenden Wachstumsunterschiede alleinig basierend auf einem Extremereignis im Jahr 1991 ist zusätzlich problematisch, da der anscheinend abrupte Beginn des unterschiedlichen Wachstums in den Abbildungen 16 und 18 auf Wachstumsmittelkurven basiert. Zwar konnten im Jahr 1992 zum ersten Mal signifikante Unterschiede nachgewiesen werden, aber einige der absterbenden Bäume zeigten wohl bereits in den Jahren vorher oder erst nachher vermindertes Wachstum gegenüber ihren lebenden Referenzen.

Das Wachstum der lebenden und der abgestorbenen Waldföhren im Pfywald unterscheidet sich somit seit 1992 signifikant, wobei mehrere Gründe für die beginnenden Wachstumsunterschiede in Frage kommen. In der Folge wird nun auf die Frage eingegangen, welche Einflüsse von den untersuchten baum- und standortsspezifischen Variablen im fortschreitenden Absterbeprozess ausgingen. Dazu wird aber zuerst diskutiert, ob die erhobenen Variablen genügend repräsentativ für das Untersuchungsgebiet sind, um allfällige Einflüsse nachweisen zu können.

6.4 Repräsentativität der untersuchten Variablen

Die verschiedenen erhobenen baum- und standortsspezifischen Parameter könnten sich auf das Wachstum und die Mortalität der Waldföhren auswirken. Um entsprechende Wirkungen möglichst deutlich abbilden zu können, wurde versucht, die ganze im Pfywald vorhandene Variabilität der Parameter in der Stichprobe abzubilden. Bereits Parker (1982) beschrieb, dass die räumliche Variabilität zur Untersuchung von Strukturen der Vegetation möglichst genau berücksichtigt werden sollte. Auf diese Weise kann eine hohe Repräsentativität der Stichprobe erreicht werden.

So wurde versucht, möglichst alle vorhandenen Dimensionen der Bäume in der Stichprobe zu berücksichtigen. Die BHD der beprobten Waldföhren liegen zwischen 10 cm und 35 cm mit einem Median von rund 20 cm (Abbildung 14 a). Dieses Spektrum deckt das Vorkommen im Pfywald ungefähr ab. Bei einer Ausweitung des Untersuchungsperimeters auf Gebiete, in denen auch grössere Durchmesser vertreten sind, wäre deren Einbezug in die Stichprobe wünschenswert. Die Baumhöhe variiert stark innerhalb des Untersuchungsgebietes. Diese Variabilität konnte mit dem Spektrum von wenigen Metern bis zu 20 m bei einem Median von rund 8 m gut berücksichtigt werden (Abbildung 14 b).

Es wurde ebenfalls versucht, ein möglichst breites Spektrum der Standortvariablen in der Stichprobe zu berücksichtigen, um deren Einflüsse auf das Wachstum und die Mortalität optimal untersuchen zu können. So widerspiegelt die berücksichtigte Spannbreite der Höhen über Meer von 560 - 620 die Höhenunterschiede im Untersuchungsgebiet recht gut (Abbildung 14 c). Dieser Höhenunterschied ist aber unter der Berücksichtigung des Verbreitungsgebietes der Waldföhre sehr klein (vgl. Kapitel 3.4). Möglicherweise konnten deshalb Effekte auf das Wachstum verborgen bleiben.

Hangneigungen von 0° - 40° Grad wurden in der Stichprobe berücksichtigt (Abbildung 14 d), womit die Neigungsverhältnisse des Pfywalds gut repräsentiert werden konnten. Es ist anzunehmen, dass mit der relativ starken Variabilität der Hangneigung auch der Wasserhaushalt des Bodens variiert (Parker 1982).

Der Nord-Süd-Indikator der Exposition zeigt, dass sowohl die Nord- als auch die Südkomponente gleichermassen in der Stichprobe vertreten ist (Abbildung 14 e). Beim Ost-West-Indikator ist hingegen die Westkomponente schwach vertreten (Abbildung 14 f). Diese Tatsache rührt daher, dass der Waldbrand von 1964 am Westhang des Reservates auftrat, der deshalb aus dem Untersuchungsperimeter ausgeschlossen wurde (Abbildung 8).

Die Konkurrenzindizes reichten von 0 bis ca. 4 (Abbildung 14 g). Es wurden sowohl einzeln stehende Bäume als auch solche berücksichtigt, welche im Abstand von maximal 5 m bis zu 14 Konkurrenzbaume aufwiesen. Somit konnte eine relativ grosse Spannbreite der Konkurrenzverhältnisse berücksichtigt werden, wobei weniger starke Konkurrenzverhältnisse häufiger vertreten waren. Neben dem in dieser Arbeit verwendeten Konkurrenzindex von Daniels (1976) wurden in der Literatur noch zahlreiche weitere Indizes diskutiert (Biging und Dobbertin 1992, 1995). Ob deren Anwendung andere Einflüsse der Konkurrenz auf das Wachstum belegen könnte, müsste in weiteren Studien geprüft werden.

Es konnte keine gleichmässige Verteilung der sozialen Stellungen in der Stichprobe erreicht werden (Abbildung 14 h). Die meisten der untersuchten Bäume wiesen eine herrschende Stellung auf. Es konnten hingegen nur wenige vorherrschende, mitherrschende und beherrschte Föhren und überhaupt keine unterdrückten Föhren berücksichtigt werden. Waldföhren niedrigerer sozialer Stellungen weisen vermutlich oft BHD kleiner als 10 cm auf und wurden deshalb nicht in die Stichprobe aufgenommen.

Bei der Topografie konnten ebenfalls nicht alle Klassen gleich häufig berücksichtigt werden (Abbildung 14 i). So wurden die meisten Waldföhren auf Hängen beprobt, wohingegen keine einzige Föhre aus einer Mulde in die Stichprobe aufgenommen werden konnte. Dies rührt daher, dass die toten Föhren in den Muldenlagen allesamt aufgrund fortgeschrittenen

Holzerfalls nicht mehr bohrbar waren. Auch von Plateaus sind zu wenige Föhren in der Stichprobe vertreten, als dass sie bei der linearen Modellierung hätten berücksichtigt werden können. Föhren aus Mulden oder von Plateaus sind deshalb verglichen mit der topografischen Situation im Pfywald eher untervertreten. Das Verhältnis der Anzahl Föhren von Hängen zur Anzahl Föhren von Kuppen in der Stichprobe kann aber als der topografischen Situation im Pfywald entsprechend eingeschätzt werden. Insofern sind signifikante Einflüsse der Topografie auf das Wachstum als Unterschiede zwischen dem Wachstum auf Kuppen und auf Hängen zu interpretieren. Weitere Studien wären jedoch nötig, um Wachstumsmuster von Waldföhren aus Muldenlagen mit den Wachstumsmustern von Waldföhren anderer Lagen vergleichen zu können.

Die Mistelbefallsklassen konnten entsprechend ihrem Auftreten im Pfywald berücksichtigt werden (Abbildung 14 j). Dass weniger tote Föhren keinen Mistelbefall aufwiesen als lebende Föhren, ist kein Problem der Stichprobenauswahl, sondern hat vielmehr physiologische Gründe. Auf diese Gründe wird im folgenden Kapitel eingegangen.

6.5 Einfluss des Mistelbefalls

Sowohl das logistische Modell als auch die linearen Modelle zeigten, dass der Mistelbefall eine entscheidende Rolle im Absterbeprozess der Waldföhren im Pfywald einnimmt. Im logistischen Modell ist der Mistelbefall gar die einzige signifikante Variable, welche die Überlebenswahrscheinlichkeit erklärt (Tabelle 2). Die „odds ratios“ zeigen ausserdem, dass bereits ein leichter Befall mit der Föhrenmistel die Überlebenswahrscheinlichkeit um über 90% reduziert. Die Föhrenmistel ist auf die Zulieferung von Nährstoffen durch ihren Wirtsbaum angewiesen. Diese Nährstoffe sind im Wasser gelöst, weshalb sich die Mistel mit dem Wasserleitsystem der befallenen Föhre verbindet. Da die Föhrenmistel ihre Stomata kaum regulieren kann, entzieht sie ihrem Wirt besonders viel Wasser während trockenen Perioden, wenn die Verdunstung hoch ist und der Wirtsbaum seine eigenen Stomata schliesst (Calder und Bernhardt 1983). Es ist daher sehr plausibel, dass dieser zusätzliche Wasserstress in einem ohnehin durch Trockenheit charakterisierten Gebiet zur Mortalität der Waldföhren beitragen kann.

Dass die Mortalität der Waldföhren im Rhônetal vom Mistelbefall beeinflusst werden könnte, wurde bereits von Kontic et al. (1986) diskutiert. Damals wurde weder ein positiver noch ein negativer Einfluss der Misteln auf das Jahrringwachstum nachgewiesen. Dieses Resultat steht aber keineswegs mit den Resultaten der vorliegenden Arbeit im Widerspruch. Hier wurde der Einfluss des Mistelbefalls erst auf das Wachstum späterer Jahre als den von Kontic et al. (1986) untersuchten Zeitraum ermittelt. Ausserdem zeigten damals die in der

vorliegenden Arbeit untersuchten lebenden und toten Föhren noch gleiches Wachstum. Es ist daher wahrscheinlich, dass der Einfluss der Misteln auf die Mortalität erst später deutlich wurde. Möglicherweise hat die Mistel im Zuge des Temperaturanstiegs der letzten Jahre (vgl. Begert et al. 2005) an Einfluss auf das Wachstum gewonnen. Dies liesse sich dadurch erklären, dass die höheren Temperaturen zu vermehrter Verdunstung durch die bei der Mistel offenen Stomata führen und dadurch den Trockenstress der Föhre steigern könnten.

Diese Interpretation wird durch Untersuchungen von Rigling und Cherubini (1999) sowie Dobbertin und Rigling (2006) gestützt. Rigling und Cherubini (1999) konnten Ende der 1990er-Jahre erst auf einem Teil ihrer Untersuchungsbestände reduziertes Wachstum bei Bäumen mit Misteln feststellen. Ihre teilweise widersprüchlichen Resultate erklärten sie dadurch, dass der Mistelbefall von anderen Faktoren wie Insektenfrass überlagert wird und deshalb keinen dominierenden Einfluss auf das Wachstum der Waldföhren hat. Ausserdem vermuteten sie damals noch, dass der Einfluss der Misteln wegen der optischen Auffälligkeit insbesondere bei schwach benadelten Bäumen überinterpretiert wird. Einige Jahre später konnten dann Dobbertin und Rigling (2006) den Einfluss der Mistel auf die Mortalität deutlich nachweisen. Sie schlussfolgerten, dass der Mistelbefall bei den betroffenen Föhren einen Nadelverlust auslöst, was zu einer reduzierten Photosynthesekapazität führt.

Die Erhöhung der Mortalität aufgrund Mistelbefalls konnte auch für diverse andere Baumarten in verschiedenen Teilen der Welt nachgewiesen werden. So zeigten Griechische Tannen (*Abies cephalonica*) in Griechenland nach trockenen Jahren eine deutliche Korrelation zwischen dem Befall mit der Tannenmistel (*Viscum album* ssp. *abietis*) und der Mortalität (Tsopelas et al. 2004). Douglasien (*Pseudotsuga menziesii*) in den südlichen USA wiesen bei starkem Befall mit der Zwergmistel *Arceuthobium douglasii* eine drei- bis viermal höhere Mortalität auf, als wenn sie nur leicht befallen waren (Mathiasen et al. 1990). In einem Düngungsexperiment im Nordwesten der USA hatte die Westamerikanische Lärche (*Larix occidentalis*) bei starkem Befall mit der Zwergmistel *Arceuthobium laricis* eine 10-Jahres-Mortalitätsrate von 56%, bei mässigem Befall von 10% und ohne oder mit nur leichtem Befall wurde überhaupt keine Mortalität verzeichnet (Filip et al. 2002).

Es könnte argumentiert werden, dass möglicherweise nicht die Waldföhren aufgrund des Mistelbefalls geschwächt wurden, sondern die Misteln sich vermehrt auf bereits geschwächten Waldföhren ausbreiten konnten. Dies würde voraussetzen, dass geschwächte Bäume anfälliger auf Mistelbefall sind. Hofstetter (1988) diskutierte diese Möglichkeit für die in der Schweiz vorkommenden Mistelarten, wobei jedoch noch keine klaren Resultate erzielt werden konnten. Auch Dobbertin und Rigling (2006) erläutern, dass nicht ausgeschlossen werden kann, dass geschwächte Bäume anfälliger gegenüber Mistelbefall sind. Sie schätzten es

aber als wahrscheinlicher ein, dass im Rhônetal die Mistel als Ursache für die Schwächung fungiert, weil ihre Resultate darauf hinwiesen, dass starker Mistelbefall Nadelverlust auslöst. Auch aufgrund der vorliegenden Untersuchung lässt sich nicht ausschliessen, dass die Mistel geschwächte Bäume bevorzugt befällt. So könnte die Erkenntnis, dass nur eine tote aber einige lebende Waldföhren ohne Mistelbefall nachgewiesen wurden, für beide Ursache-Wirkungs-Beziehungen zwischen dem Mistelbefall und dem Vitalitätsverlust sprechen. Zur Klärung dieser Unsicherheit könnte in weiteren Studien neben den Wachstumsmustern der Bäume auch das Alter der Misteln bestimmt werden, um die Frage zu klären, ob die Bäume vor oder nach der Infektion mit der Mistel Wachstumsreduktionen zeigten.

Die Föhrenmisteln werden als temperatursensitiv beschrieben (von Tubeuf 1923). Aufgrund dieser Eigenschaft ist es denkbar, dass die Misteln von den gesteigerten Temperaturen im Zuge der globalen Klimaerwärmung seit den 1980er-Jahren profitiert haben könnten. Dobbertin et al. (2005a) diskutierten diese Möglichkeit für die Misteln im Rhônetal. Sie konnten nachweisen, dass sich in den letzten hundert Jahren die Ausbreitungsgrenze um rund 200 m auf 1250 m. ü. M. erhöhte und erklärten dies unter anderem aufgrund der erhöhten Wintertemperaturen. Wie sich das potenzielle Verbreitungsgebiet von *Viscum album* in Europa unter der prognostizierten Temperaturerhöhung verändern könnte, wurde von Jeffree und Jeffree (1996) untersucht. Sie erachteten eine Ausbreitung der Misteln nach Norden und Osten als wahrscheinlich. Die Ergebnisse dieser beiden Studien legen nahe, dass die temperatursensitiven Misteln vermutlich von der globalen Klimaerwärmung profitieren können. Daher wäre es denkbar, dass sich ihr Einfluss auf den Absterbeprozess der Waldföhren im Laufe der Zeit verstärkt hat und noch weiter verstärken wird.

Die bisher diskutierten Erkenntnisse zum Einfluss der Misteln auf das Wachstum oder die Mortalität der Waldföhren im Rhônetal deuten darauf hin, dass die Mistel zwar eine entscheidende Rolle einnimmt, aber nicht alleine für das Absterben der Föhren verantwortlich ist. Daher wird ihr Einfluss im folgenden Kapitel mit dem Einfluss weiterer Faktoren kombiniert und im zeitlichen Ablauf interpretiert.

6.6 Einflüsse auf den fortschreitenden Absterbeprozess

Es wurde bereits diskutiert, auf welche Weise die im Wallis herrschenden trockenen Bedingungen auf das Wachstum und das Absterben der Waldföhren wirken. Des Weiteren wurde erläutert, dass die einzelnen erhobenen Parameter ebenfalls Einfluss nehmen könnten. Auf die Rolle des Mistelbefalls wurde dabei ein Schwerpunkt gesetzt. In diesem Kapitel wird nun insbesondere auf den zeitlichen Verlauf der Einflüsse eingegangen. Ausserdem wird diskutiert, wie die einzelnen Variablen in Kombination auf den fortschreitenden Absterbeprozess

wirken. Die Verhältnisse vor/nach einzelner Jahre, welche als Indikatoren für den fortschreitenden Absterbeprozess verwendet wurden, unterschieden sich zwar signifikant zwischen den lebenden und den toten Waldföhren ab 1988 (vgl. Abbildung 20), der Unterschied hängt aber nicht signifikant von der Trockenheit ab. Dies deutet an, dass nicht die Trockenheit einzelner Jahre allein das Absterben erklärt, sondern eher ein Ursachengefüge während einem gewissen Zeitraum. Aus diesen Gründen ist die in der Folge vorgenommene Betrachtung der zeitlich variierenden kombinierten Wirkungen der Einflussparameter äusserst wichtig.

6.6.1 Wachstumsverhältnisse als Indikatoren der Wachstumsreaktionen

Als Indikatoren für die fortschreitende Wachstumsverminderung wurden die Verhältnisse des Wachstums vor/nach einzelner Jahre verwendet, da sie als Reaktion des Wachstums auf das entsprechende Jahr interpretiert werden können. Werden die Verhältnisse aber für mehrere Jahre hintereinander berechnet, entsteht ein Problem der Abhängigkeit zwischen den Verhältnissen. Die als Grundlage für die Berechnung der Verhältnisse verwendeten 5-Jahres-Wachstumsraten überlappen sich bei einer Verschiebung des Zieljahres um 1 Jahr nämlich jeweils um 4 Jahre. Daher besteht eine zeitliche Autokorrelation zwischen den Verhältnissen. Dieser Umstand ist dafür verantwortlich, dass die Kurve der Verhältnisse in der Abbildung 20 geglättet erscheint. Für die Untersuchung eines fortschreitenden Prozesses wie dem Absterbeprozess der Waldföhren ist die Betrachtung einer Abfolge solcher Verhältnisse aber durchaus angebracht. So ist anzunehmen, dass auch die Einflussfaktoren auf diesen Prozess zeitlich autokorreliert sind.

6.6.2 Allgemeine Muster der Wachstumsreaktionen

Im Allgemeinen zeigten die linearen Modelle mit den Wachstumsverhältnissen der abgestorbenen Waldföhren als Zielvariablen erheblich höhere angepasste R^2 als jene mit den Wachstumsverhältnissen der lebenden Waldföhren (Tabellen 3 - 10). Somit können die berücksichtigten Variablen einen viel grösseren Anteil der Varianz in den Wachstumsreaktionen auf einzelne Jahre der abgestorbenen als der lebenden Waldföhren erklären. Für die lebenden Waldföhren konnte für den Zeitraum 1996 - 2002 durchwegs nur maximal 9 % der Varianz durch die Modelle erklärt werden. Es ist wahrscheinlich, dass ihr Wachstum in erster Linie noch weitgehend durch das Klima bestimmt wurde (vgl. Kapitel 6.2). Da die erklärenden Variablen in diesem Zeitraum offenbar keinen entscheidenden Einfluss auf die Wachstumsreaktionen ausübten, wird dieser hier nicht weiter ökologisch interpretiert. Zwar konnten die Wachstumsreaktionen der toten Waldföhren aufgrund der berücksichtigten Variablen besser erklärt werden als jene der lebenden, aber auch innerhalb der linearen Modelle der toten Waldföhren unterscheidet sich die erklärte Varianz deutlich.

Im Allgemeinen reduzierte der Einbezug der früheren Wachstumsraten die erklärte Varianz. Dies hängt möglicherweise damit zusammen, dass das frühere Wachstum mit anderen Variablen korreliert. Dass Multikollinearität zwischen den Variablen ein Problem bei der Anpassung linearer Regressionsmodelle darstellen kann, wurde bereits von Leamer (1973) sowie Fox und Monette (1992) diskutiert. So fällt in der vorliegenden Untersuchung beispielsweise bei mehreren Jahren die soziale Stellung aus dem Modell, wenn die frühere Wachstumsrate berücksichtigt wird (Tabellen 4 und 6). Dies könnte damit erklärt werden, dass die Waldföhren durch besseres Wachstum in den 1980er-Jahren bessere soziale Stellungen erreichten. Auch die Variable Mistelbefall fällt teilweise unter Berücksichtigung der früheren Wachstumsrate aus dem Modell (Tabelle 6). Eine entsprechende Kollinearität könnte bestehen, da der Mistelbefall möglicherweise den Baum bereits in den 1980er-Jahren stresste und dadurch das Wachstum reduzierte. Aufgrund der tieferen angepassten R^2 beim Einbezug der früheren Wachstumsraten wird in der weiteren Diskussion ein Schwerpunkt auf die Modelle ohne die früheren Wachstumsraten gesetzt.

6.6.3 Wachstumsreaktionen auf das Jahr 1996

Die Wachstumsreaktion auf das Jahr 1996 zeigte bereits eine signifikante Abhängigkeit vom Mistelbefall und der Hangneigung (Tabelle 3). Die Wachstumsverschlechterung war umso grösser, je stärker die Waldföhre von Misteln befallen war und je steiler das Gelände war, in dem die Waldföhre wuchs. Wie bereits zuvor beschrieben, können Misteln den auf die Waldföhren wirkenden Trockenstress zusätzlich erhöhen. Offenbar wird diese negative Wirkung in steilem Gelände noch verstärkt. Dies kann dadurch erklärt werden, dass in steileren Geländen wegen Abflussbewegungen möglicherweise weniger Wasser im Boden verbleibt. Parker (1982) beschreibt diese Abhängigkeit des Wassergehalts im Boden von der Steilheit ebenfalls als Folge des stärkeren Abflusses. Hänge mit einer Neigung über 30 Grad werden bei Parker (1982) bezüglich ihres Wassergehaltes nicht differenziert sondern nur noch als trocken klassiert. Wird das wenige verbleibende Wasser noch zusätzlich von der Mistel verbraucht, wird die für die Waldföhre zur Verfügung stehende Menge noch weiter reduziert, was sich auf deren Vitalität massiv negativ auszuwirken scheint.

6.6.4 Wachstumsreaktionen auf die Jahre 1997 - 2001

Die Abhängigkeit von der Hangneigung und dem Mistelbefall zeigte auch das Wachstumsverhältnis vor/nach 1997, wobei nun zusätzlich die soziale Stellung einen signifikanten Einfluss ausübte (Tabelle 4). In der Folge verlor die Hangneigung an Einfluss, sodass die drei darauffolgenden Verhältnisse vor/nach 1998 - 2000 nur noch signifikant von der sozialen Stellung und dem Mistelbefall beeinflusst wurden (Tabellen 5 - 7). Herrschende Waldföhren zeigten dabei stärkere Wachstumsverminderungen im Vergleich zu vorherrschenden. Da die

soziale Stellung über die Kronendominanz definiert ist (vgl. Kapitel 4.2), könnte reduzierter Zugang zu Licht der herrschenden verglichen mit den vorherrschenden Waldföhren ein möglicher Grund für die stärkere Wachstumsverminderung sein. In diesem Fall würden die ohnehin durch Trockenheit gestressten Bäume zusätzlich mit der zur Photosyntheseaktivität benötigten Lichtenergie vermindert versorgt. Dobbertin und Rigling (2006) berücksichtigten die soziale Stellung ebenfalls, um die Waldföhrenmortalität im Rhönetal zu modellieren, wobei sie jedoch keine signifikante Abhängigkeit nachweisen konnten. Sie ermittelten aber eine signifikante Abhängigkeit der Mortalität von der Kronentransparenz. Unter der Annahme, dass die soziale Stellung über die Photosynthesetätigkeit auf die Wachstumsverminderung wirkt, könnte die Signifikanz der Kronentransparenz in der Untersuchung von Dobbertin und Rigling (2006) die gleiche Ursache haben. So sind in transparenteren Kronen weniger grüne Nadeln vorhanden, die Photosynthese betreiben können. In der vorliegenden Untersuchung verlor die soziale Stellung in der Folge an Einfluss auf die Wachstumsverhältnisse. Das Verhältnis vor/nach 2001 zeigte ausschliesslich eine Abhängigkeit vom früheren Wachstum, wodurch aber nur ein geringer Anteil der Varianz erklärt werden konnte (Tabelle 8).

6.6.5 Wachstumsreaktionen auf das Jahr 2002

Das Verhältnis vor/nach 2002 wurde dann von einer Vielzahl von Variablen beeinflusst, welche 74 % der Varianz erklären konnten (Tabelle 9). Neben dem noch immer signifikanten Einfluss des Mistelbefalls konnte gezeigt werden, dass die Waldföhren mit abnehmendem BHD, abnehmender Höhe über Meer und zunehmender Westexposition stärkere Wachstumsvermindierungen aufwiesen. Ausserdem war die Wachstumsverminderung bei Föhren auf Kuppen signifikant stärker als bei Föhren an Hängen.

Neben dem bereits diskutierten Einfluss des Mistelbefalls kann die Abhängigkeit vom BHD dadurch erklärt werden, dass dünnere Waldföhren möglicherweise über ein noch weniger ausgeprägtes Wurzelsystem verfügen. Dadurch hätten sie reduzierten Zugang zum Bodenwasser, welches insbesondere in Kuppenlagen schnell abfließt und daher knapp ist. Dass Kuppen aufgrund des Wasserabflusses im Allgemeinen trockene Standorte sind, wurde bereits von Parker (1982) diskutiert. So beschreibt er den Wassergehalt in konvexem Gelände, welches Kuppenlagen entspricht, als tiefer als in konkavem Gelände.

Dass die Wachstumsreaktion signifikant von der Höhe über Meer abhing, könnte als Folge der Tatsache interpretiert werden, dass Wachstum in tieferen Lagen eher niederschlags-, in höheren Lagen hingegen temperaturlimitiert ist (Fritts 1976, LaMarche 1978). Da es im Rhönetal warm und trocken ist, würden besonders Bäume aus tiefen Lagen gestresst. Auch Weber et al. (2007) untersuchten den Einfluss der Höhe über Meer auf das Wachstum von

Waldföhren im Wallis. Sie konnten dabei aber nur an einem von fünf Standorten eine vergleichbare Abhängigkeit nachweisen. Dabei ist es fraglich, ob es sich um den gleichen Effekt handelt, da bei Weber et al. (2007) mit 600 m ein viel grösserer Höhengradient untersucht wurde.

Die Abhängigkeit des Wachstumsverhältnisses vor/nach 2002 der abgestorbenen Waldföhren von der Ost-West-Komponente der Exposition ist schwierig zu interpretieren. Eine mögliche Erklärung wäre, dass die Abendsonne stark auf die Austrocknung des Bodens wirkt. Wäre aber der Ost-West-Indikator aufgrund von Strahlungsverhältnissen signifikant, wäre zu erwarten, dass auch der Nord-Süd-Indikator einen signifikanten Einfluss ausübt, da südexponierte Hänge eine viel höhere Strahlung erfahren als nordexponierte. Auch Parker (1982) führt aus, dass die Exposition auf den Wasserhaushalt wirkt, wobei er südexponierte Hänge am trockensten einstuft.

Zur Klärung der Rolle der Höhe über Meer und der Exposition im Absterbeprozess der Waldföhren im Rhôneal wären deshalb wohl noch weitere Untersuchungen nötig. Möglicherweise könnten mit Hilfe hoch aufgelöster digitaler Höhenmodelle solche Einflüsse der kleinräumigen Topografie auf das Wachstum noch besser untersucht werden. Das Wachstumsverhältnis vor/nach 2002 war das letzte, welches für die abgestorbenen Waldföhren modelliert werden konnte. Das darauffolgende Verhältnis vor/nach 2003 wurde nur noch für die lebenden Föhren modelliert.

6.6.6 Wachstumsreaktionen auf das Jahr 2003

Die Wachstumsreaktion auf das Jahr 2003 der lebenden Waldföhren zeigte signifikante Abhängigkeiten, die mit 20% erstmals immerhin einen Teil der Varianz erklären konnten (Tabelle 10). Der BHD und der Mistelbefall beeinflussten dabei die Wachstumsveränderung in ähnlicher Weise wie die abgestorbenen Waldföhren zuvor. Dass der Mistelbefall die Wachstumsveränderung nach dem Jahr 2003 beeinflusste, hängt mit dem in Abbildung 21 dargestellten Umstand zusammen, dass nun erstmals stärker mit Misteln befallene lebende Waldföhren mit stärkerer Wachstumsverminderung reagierten als leichter befallene. Dies könnte darauf hinweisen, dass im Zug des trockenen Jahres 2003 bei den lebenden Waldföhren zum ersten Mal der zuvor beschriebene zusätzlich stressende Effekt durch die Mistel in einem Masse auftrat, dass diese ihr Wachstum reduzieren mussten. Neben dem Mistelbefall und dem BHD beeinflusste auch die Baumhöhe das Wachstumsverhältnis vor/nach 2003 der lebenden Waldföhren. Zwischen der Baumhöhe und dem BHD ist aber eine hohe Korrelation zu erwarten, sodass sie wohl kaum getrennt interpretiert werden können.

Zusammenfassend ist zu bemerken, dass gezeigt werden konnte, dass die Variablen Hangneigung, Mistelbefall und soziale Stellung die Wachstumsveränderungen über mehrere Jahre hinweg signifikant beeinflussten und dass kurz vor dem Absterben weitere Variablen wie der BHD, die Topografie und die Höhe über Meer auf die Wachstumsveränderung wirkten. Die Einflüsse der erklärenden Variablen verändern sich dabei im fortschreitenden Absterbeprozess. Diese Erkenntnisse können teilweise erklären, weshalb sich oft tote Waldföhren direkt neben lebenden befinden. Die in der vorliegenden Arbeit gefundenen Resultate induzieren, dass der Absterbeprozess der Waldföhren im Pfywald durchaus gegen 10 Jahre dauern kann. Dies steht in Einklang mit den Untersuchungen von Bigler et al. (2007) und Osterwalder (2007), welche ausführten, dass der Tod nicht überall innerhalb eines Baumes gleichzeitig eintritt und es oft eine zeitliche Verzögerung zwischen dem auslösenden Ereignis und dem Eintreten des Todes gibt. Ausserdem konnte gezeigt werden, dass die heute noch lebenden Waldföhren seit kurzer Zeit Abhängigkeiten aufweisen, die mit jenen der bereits abgestorbenen vor deren Tod vergleichbar sind. Die bisher diskutierten Erkenntnisse werden nun zusammenfassend auf die „Decline-Disease-Theorie“ nach Manion (1981) angewendet.

6.7 Das Absterben der Waldföhren im Pfywald nach der Decline-Disease-Theorie

Dass verschiedene Faktoren auf das Absterben der Waldföhren wirken, wurde bereits von Rigling et al. (2006b) für das ganze Rhônetal in Anbetracht der „Decline-Disease-Theorie“ nach Manion (1981) ausgeführt (vgl. Abbildung 1 und Kapitel 2.3). Auch die hier gefundenen Abhängigkeiten sollen nun vor dem Hintergrund der „Decline-Disease-Theorie“ interpretiert werden. So können die Erkenntnisse der vorliegenden Untersuchung mit jenen von Rigling et al. (2006b) verglichen werden.

6.7.1 Schwächende Faktoren

Als langfristig wirkende schwächende Faktoren nennen Rigling et al. (2006b) die Baumalterung, die Bestandeskonkurrenz, die generelle Trockenheit, den Mistelbefall und Insekten-Reifungsfrass. Es ist jedoch anzuzweifeln, dass die Baumalterung im Pfywald bereits Einfluss auf die Vitalität der Waldföhren nimmt. Aus physiologischer Sicht können Waldföhren 200 - 300 Jahre alt werden (Schütt und Stimm 2006), wohingegen die ältesten Waldföhren in der Stichprobe nur rund 140 Jahre alt sind (vgl. Abbildung 10). Noch befinden sich die Waldföhren im Pfywald daher vermutlich nicht in einem Alter, das *per se* ihre Vitalität vermindern könnte.

Dass die Konkurrenz in Folge fortschreitender Bestandesentwicklung schwächend wirkt, wäre durchaus denkbar, wobei in der vorliegenden Untersuchung kein solcher Effekt nachgewiesen werden konnte. Dies könnte möglicherweise an der Stichprobenauswahl oder am lockeren Bestandaufbau im Pfywald liegen. Analog zur von Rigling et al. (2006b) diskutierten Wirkung der Konkurrenz könnte anhand der vorliegenden Ergebnisse eine niedrige soziale Stellung als schwächender Faktor interpretiert werden, zumal die soziale Stellung Information über die Kronenkonkurrenz enthält.

Die Rolle der generellen Trockenheit als schwächender Faktor konnte in der vorliegenden Arbeit durch die deutliche Abhängigkeit des Wachstums von den Winter- und Frühlingsniederschlägen bestätigt werden. Auch die Tatsache, dass seit Beginn der Messungen kein Jahr ohne Wasserdefizit verzeichnet wurde, spricht für eine äusserst dauerhafte Wirkung der Trockenheit auf die Baumvitalität. Ausserdem wurde diskutiert, dass gewisse Standortparameter wie die Hangneigung und die Topografie die Wirkung der generellen Trockenheit noch verstärken könnten.

Dass der Mistelbefall eine langfristig schwächende Wirkung auf die Waldföhren im Rhôneal ausüben kann, konnte in der vorliegenden Arbeit aufgrund der hohen Infektionsrate ebenfalls bestätigt werden. So wiesen nicht nur die abgestorbenen Waldföhren Misteln auf, auch die lebenden Waldföhren waren in der Regel von Misteln befallen, wenn auch nicht in gleichem Masse wie die abgestorbenen. Ausserdem konnte gezeigt werden, dass die abgestorbenen Waldföhren schon Jahre vor ihrem Tod schlechter wuchsen, wenn sie stark von Misteln befallen waren.

Im Gegensatz zur Untersuchung von Rigling et al. (2006b) wurde hier der Einfluss von Insekten auf das Absterben der Waldföhren nicht berücksichtigt. Gerade regelmässig auftretende Insektenbefälle können laut Rigling et al. (2006b) aber durchaus die Vitalität der Waldföhren über einen längeren Zeitraum vermindern. Es wäre auch denkbar, dass der Einfluss solcher Befälle in Kombination mit anderen hier identifizierten schwächenden Faktoren wie beispielsweise einer niedrigen sozialen Stellung verstärkt wird. Solche Überlegungen könnten als Gegenstand weiterer Studien überprüft werden.

6.7.2 Auslösende Faktoren

Trockenperioden wurden von Rigling et al. (2006b) neben Befällen durch Insekten, Nematoden und Bläuepilze als auslösende Faktoren genannt. Auch die Resultate der vorliegenden Arbeit sprechen dafür, dass Trockenheitsereignisse eine auslösende Rolle im Mortalitätsprozess der Waldföhren spielen könnten. So wurde im Kapitel 6.3 die Möglichkeit diskutiert, dass der trockene August im Jahr 1991 die in der Folge auftretenden Wachstums-

unterschiede zwischen den lebenden und den toten Waldföhren eingeleitet haben könnte. Aber auch länger dauernde Trockenperioden von mehreren Jahren könnten eine auslösende Wirkung haben. So ist es denkbar, dass die Temperaturerhöhung seit den 1980er-Jahren als auslösender Faktor für die im gleichen Zeitraum auftretende Mortalität wirkte. Diese Interpretation wird durch das Ergebnis unterstützt, dass auch Waldföhren, welche erst nach 2000 abgestorben sind, bereits längere Zeit zuvor nur noch geringes Wachstum zeigten.

Als äusserst wichtige auslösende Faktoren diskutieren Rigling et al. (2006b) zudem Befälle mit Insekten, Nematoden und Bläuepilzen. Bezüglich der Insektenbefälle wurde dies durch Wermelinger et al. (2008) bestätigt, welche nachweisen konnten, dass Föhren, welche verminderte Vitalität in Form erhöhter Kronentransparenz aufwiesen, häufig von rinden- und holzbohrenden Insekten befallen wurden. Da Insekten, Nematoden und Pilze als auslösende Faktoren wohl eine entscheidende Rolle im Mortalitätsprozess spielen, diese jedoch in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt wurden, kann die Frage nach den auslösenden Faktoren für die Waldföhren im Pfywald an dieser Stelle nicht abschliessend geklärt werden.

6.7.3 Finale Faktoren

Als finale Faktoren nennen Rigling et al. (2006b) akuten Mistelbefall, Fröste, Nematoden, pathogene Pilze und sekundäre Schadinsekten. Dass der Mistelbefall kurz vor dem Absterben einen entscheidenden Einfluss auf die Vitalität der Waldföhren ausüben kann, konnte in der vorliegenden Untersuchung bestätigt werden. So zeigten die stark mit Misteln befallenen absterbenden Föhren kurz vor dem Tod stärkere Wachstumsverminderungen als die leichter befallenen Föhren (Abbildung 21). Es wäre ausserdem denkbar, dass die Abfolge mehrerer sehr trockener Jahre hintereinander als finaler Faktor wirken könnte. So hätten beispielsweise die Jahre 1996, 1998, 2000 und 2003 einen entsprechenden Einfluss ausüben können. Dies kann anhand der vorliegenden Daten nicht überprüft werden, da das Jahr der letzten Jahrringausbildung häufig nicht exakt dem Todesjahr eines Baumes entspricht (vgl. Kapitel 6.1). Der Einfluss der übrigen von Rigling et al. (2006b) genannten finalen Faktoren wurde hier nicht untersucht. Um aber der Frage nach der finalen Wirkung von Nematoden-, Insekten- und Pilzbefällen weiter nachzugehen, könnte in weiteren Studien das räumliche Absterbemuster genauer betrachtet werden. Beispielsweise würde räumlich autokorreliertes Absterben auf final wirkende Insektenausbrüche hindeuten.

Im Allgemeinen konnten die Interpretationen von Rigling et al. (2006b) bezüglich des Mortalitätsprozesses der Waldföhren im Rhônetal bestätigt werden. Die Diskussion zeigte jedoch, dass die Wirkungen auf das Wachstum und die Mortalität oft nicht eindeutig einer der drei Faktoren nach Manion (1981) zugeordnet werden können. So kann beispielsweise der Trockenstress als schwächender, auslösender und finaler Faktor interpretiert werden. Im Zuge der vorliegenden Untersuchung wurden auch signifikante Einflüsse von Standortvariablen wie der Hangneigung und der Topografie nachgewiesen, welche die beschriebenen Wirkungen der schwächenden, auslösenden und finalen Faktoren noch verstärken konnten. Da sich diese Standortvariablen innerhalb des Gebietes mit hoher Waldföhrenmortalität stark unterscheiden, müsste die konkrete Abfolge und Wirkung der die Mortalität beeinflussenden Faktoren wohl eher auf Einzelbaumniveau betrachtet werden.

7 Schlussfolgerung

Das Wachstum der Waldföhren im trockenen Rhôneetal ist niederschlagslimitiert, wobei der Niederschlag im Winter und Frühling positiv mit dem Wachstum korreliert ist. Die Juni-Temperatur ist negativ mit dem Wachstum korreliert, was durch die Schliessung der Stomata zur Minimierung der Wasserverdunstung erklärt werden kann. Dadurch wird die Zellproduktion eingestellt, weshalb vermutlich der Grossteil des Wachstums bereits im Frühling und Frühsommer stattfindet. Da im Zuge der globalen Klimaveränderung ein weiterer Temperaturanstieg erwartet wird, ist es wahrscheinlich, dass der auf die Waldföhren im Rhôneetal wirkende Trockenstress noch weiter zunehmen wird.

Es konnte gezeigt werden, dass der Mistelbefall die Überlebenswahrscheinlichkeit der Waldföhren im Pfywald massiv reduziert. Auch auf die Wachstumsverschlechterung im Absterbeprozess nimmt er als schwächerer und finaler Faktor Einfluss, wobei die Wirkung mit steigender Hangneigung und niedriger sozialer Stellung noch verstärkt wird. Vermutlich beeinflussten die in den letzten 20 Jahren angestiegenen Temperaturen durch erhöhten Trockenstress die Vitalität ebenfalls negativ. Kurz vor dem Absterben wirken zusätzliche Standortparameter wie die Höhe über Meer und die Topografie auf die Wachstumsverschlechterung. Zentral ist dabei die Erkenntnis, dass die baum- und standortsspezifischen Faktoren ihren Einfluss kombiniert ausüben. Das Absterben der Waldföhren im Pfywald hängt somit von diversen Faktoren und deren Kombinationen ab, weshalb nur die vernetzte Betrachtung zahlreicher Einflussfaktoren einen Beitrag zur Erklärung eines solchen Mortalitätsprozesses liefern kann.

Die in der Folge abgestorbenen Waldföhren zeigten seit Anfang der 1990er-Jahre signifikant geringeres Wachstum als die heute noch lebenden. Ihre Wachstumsverminderung nach einzelnen Jahren war stärker als jene der lebenden, wobei dieses Muster nicht nur nach trockenen Jahren auftrat, sondern über den gesamten Zeitraum von 1992 - 2006. Die Unterschiede konnten teilweise durch den Einfluss der zuvor erwähnten Parameter erklärt werden, der zwischen 1996 und 2003 variierte. Diese Ergebnisse machen deutlich, dass zur Erklärung eines Mortalitätsprozesses wie jenem der Waldföhren im Pfywald ein Zeitraum mehrerer Jahre bis Jahrzehnte betrachtet werden sollte.

Die beprobten lebenden Waldföhren zeigten ungefähr ab 2003 ähnliche Muster bezüglich der Wachstumsabhängigkeit vom Mistelbefall wie die abgestorbenen Waldföhren knapp zehn Jahre zuvor. Diese Tatsache und der weiterhin zunehmende Trockenstress infolge der Klimaerwärmung lassen vermuten, dass die Überlebensprognosen der heute noch lebenden Waldföhren wenig optimistisch einzuschätzen sind. Möglicherweise befinden sich die lebenden Waldföhren ihrer Vitalität entsprechend bereits in unterschiedlich fortgeschrittenen Phasen des Absterbeprozesses.

Ein Ende der hohen Waldföhrenmortalität im Rhônetal scheint somit nicht absehbar zu sein. Die Forschung konnte die Gründe für die hohe Mortalität zwar bereits weitgehend ermitteln, es handelt sich dabei aber meist um Gründe, welche nicht in Form veränderter Waldbewirtschaftung vermindert werden können, wie beispielsweise das Klima oder den Mistelbefall. So ist zu erwarten, dass sich der beobachtete Baumartenwechsel zwischen Waldföhre und Flaumeiche in Zukunft noch ausdehnen wird. Welche Auswirkungen ein solcher Wechsel der Baumartenzusammensetzung auf das Ökosystem ausübt, wird daher wohl in Zukunft sowohl die Forschung als auch die Waldwirtschaft beschäftigen.

8 Dank

Ich danke herzlich meinem Betreuer Dr. Christof Bigler für die umfassende fachliche Unterstützung, die Einführung in die Methodik der Dendrochronologie, die Hilfe bei den statistischen Analysen und dem Umgang mit R sowie die zahlreichen nützlichen Tipps und Ratschläge in Bezug auf die vorliegende Arbeit.

Bei Dr. Matthias Dobbertin bedanke ich mich für die Co-Betreuung dieser Masterarbeit. Die fachlichen Diskussionen mit vielen Anregungen sowie die hilfreiche Zusammenstellung einer Literaturliste zum Thema habe ich sehr geschätzt.

Martina Hobi danke ich herzlich für die gemeinsame Arbeit im Feld und die zahlreichen Erfahrungsaustausche während unserer gemeinsamen Zeit im Dendrochronologielabor.

Bei meinem lieben Freund Golo Stadelmann bedanke ich mich für die Hilfe bei gestalterischen Angelegenheiten und für das Korrekturlesen der vorliegenden Arbeit. Ausserdem möchte ich mich bei ihm für die zahlreichen motivierenden Diskussionen bedanken.

Bei Eliane Graf und Anna Mus bedanke ich mich herzlich für die vielen anregenden Diskussionen, Erfahrungsaustausche und das Korrekturlesen dieser Masterarbeit.

Für die unkomplizierte Hilfsbereitschaft bei Anfragen meinerseits danke ich herzlich Felix Kienast, Andreas Papritz und Andreas Rigling.

Ich möchte mich bei allen Mitgliedern der Professur Waldökologie bedanken, die mittels fachlichen Diskussionen, Tipps zur statistischen Auswertung mit R und Hilfeleistungen bei technischen oder administrativen Fragen zum Gelingen dieser Masterarbeit beigetragen haben.

Bei der Dienststelle für Wald und Landschaft des Kantons Wallis bedanke ich mich für die Erteilung der Bewilligung zur Feldarbeit im Pfywald.

Der Familie Salamin danke ich für die unkomplizierte Gastfreundschaft während dem Aufenthalt auf ihrem Campingplatz.

Nicht zuletzt gebührt ein grosses Dankeschön meiner Familie, die mich während dem ganzen Studium in vielfältiger Weise unterstützt hat.

9 Literatur

- Allen, C. D. und D. D. Breshears. 1998. Drought-induced shift of a forest-woodland ecotone: Rapid landscape response to climate variation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **95**:14839-14842.
- Begert, M., T. Schlegel, und W. Kirchhofer. 2005. Homogeneous temperature and precipitation series of Switzerland from 1864 to 2000. *International Journal of Climatology* **25**:65-80.
- Bendel, M., W. Tinner, und B. Ammann. 2006. Forest dynamics in the Pfy forest in recent centuries (Valais, Switzerland, Central Alps): Interaction of pine (*Pinus sylvestris*) and oak (*Quercus* sp.) under changing land use and fire frequency. *Holocene* **16**:81-89.
- Betancourt, J. L., T. R. V. Devender, und P. S. Martin. 1990. Packrat middens: The last 40,000 years of biotic change. The University of Arizona Press, Tucson.
- Biging, G. S. und M. Dobbertin. 1992. A comparison of distance-dependent competition measures for height and basal area growth of individual conifer trees. *Forest Science* **38**:695-720.
- Biging, G. S. und M. Dobbertin. 1995. Evaluation of competition indices in individual tree growth models. *Forest Science* **41**:360-377.
- Bigler, C., O. U. Bräker, H. Bugmann, M. Dobbertin, und A. Rigling. 2006. Drought as an inciting mortality factor in Scots pine stands of the Valais, Switzerland. *Ecosystems* **9**:330-343.
- Bigler, C. und H. Bugmann. 2003. Growth-dependent tree mortality models based on tree rings. *Canadian Journal of Forest Research* **33**:210-221.
- Bigler, C., D. G. Gavin, C. Gunning, und T. T. Veblen. 2007. Drought induces lagged tree mortality in a subalpine forest in the Rocky Mountains. *Oikos* **116**:1983-1994.
- Bille, R.-P. und P. Werner. 1986. Natur entdecken im Pfywald. Schweizerischer Verein für Handarbeit und Schulreform SVHS, Liestal.
- Biondi, F. und K. Waikul. 2004. DENDROCLIM2002: A C++ program for statistical calibration of climate signals in tree-ring chronologies. *Computers & Geosciences* **30**:303-311.
- Box, G. E. P. und D. R. Cox. 1964. An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society Series B-Statistical Methodology* **26**:211-252.
- Burga, C. A. und R. Perret. 1998. Vegetation und Klima der Schweiz seit dem jüngeren Eiszeitalter. Ott Verlag und Druck AG, Thun.
- Calder, M. und P. Bernhardt. 1983. The biology of mistletoes. Academic Press, Sydney [etc.].
- Cech, T. und B. Perny. 1998. Kiefernsterben in Tirol. *Forstschutz Aktuell* **22**:12-15.
- Chambers, J. L., P. M. Dougherty, und T. C. Hennessey. 1986. Fire: Its effects on growth and physiological processes in conifer forests. in T. C. Hennessey, P. M. Dougherty, S. V. Kossuth, und J. D. Johnson, Editoren. *Stress Physiology and Forest Productivity*. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht.

- Cherubini, P., B. L. Gartner, R. Tognetti, O. U. Bräker, W. Schoch, und J. L. Innes. 2003. Identification, measurement and interpretation of tree rings in woody species from mediterranean climates. *Biological Reviews* **78**:119-148.
- Daniels, R. F. 1976. Simple competition indexes and their correlation with annual Loblolly-pine tree growth. *Forest Science* **22**:454-456.
- Dobbertin, M. 1999. Relating defoliation and its causes to premature tree mortality. in B. Forster, M. Knizek, und W. Grodzki, Editoren. Methodology of forest insect and disease survey in Central Europe. Proceedings of the Second Workshop of the IUFRO WP 7.03.10, April 20-23, 1999, Sion-Châteauneuf, Switzerland. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape (WSL), Birmensdorf.
- Dobbertin, M., N. Hilker, M. Rebetz, N. E. Zimmermann, T. Wohlgemuth, und A. Rigling. 2005a. The upward shift in altitude of pine mistletoe (*Viscum album* ssp. *austriacum*) in Switzerland - the result of climate warming? *International Journal of Biometeorology* **50**:40-47.
- Dobbertin, M., P. Mayer, T. Wohlgemuth, E. Feldmeyer-Christe, U. Graf, N. E. Zimmermann, und A. Rigling. 2005b. The decline of *Pinus sylvestris* L. forests in the swiss Rhone Valley - a result of drought stress? *Phyton-Annales Rei Botanicae* **45**:153-156.
- Dobbertin, M. und A. Rigling. 2006. Pine mistletoe (*Viscum album* ssp. *austriacum*) contributes to Scots pine (*Pinus sylvestris*) mortality in the Rhone valley of Switzerland. *Forest Pathology* **36**:309-322.
- Efron, B. und R. J. Tibshirani. 1993. An introduction to the bootstrap. Chapman & Hall, New York [etc.].
- Ellenberg, H. 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer, Stuttgart.
- Filip, G. M., L. M. Ganio, P. T. Oester, R. R. Mason, und B. E. Wickman. 2002. Ten-year effect of fertilization on tree growth and mortality associated with *Armillaria* root disease, fir engravers, dwarf mistletoe, and western spruce budworm in northeastern Oregon. *Western Journal of Applied Forestry* **17**:122-128.
- Forsythe, W. C., E. J. Rykiel, R. S. Stahl, H. I. Wu, und R. M. Schoolfield. 1995. A model comparison for daylength as a function of latitude and day of year. *Ecological Modelling* **80**:87-95.
- Fox, J. und G. Monette. 1992. Generalized collinearity diagnostics. *Journal of the American Statistical Association* **87**:178-183.
- Fritts, H. C. 1976. Tree Rings and Climate. Academic Press, London [etc.].
- Fritts, H. C., T. J. Blasing, B. P. Hayden, und J. E. Kutzbach. 1971. Multivariate techniques for specifying tree-growth and climate relationships and for reconstructing anomalies in paleoclimate. *Journal of Applied Meteorology* **10**:845-864.
- Gimmi, U., M. Burgi, und M. Stuber. 2008. Reconstructing anthropogenic disturbance regimes in forest ecosystems: A case study from the Swiss Rhone Valley. *Ecosystems* **11**:113-124.
- Grissino-Mayer, H. 2001. Evaluating crossdating accuracy: A manual and tutorial for the computer programm COFECHA. *Tree-Ring Research* **57**:205 – 221.
- Hanson, P. J. und J. F. Weltzin. 2000. Drought disturbance from climate change: response of United States forests. *Science of the Total Environment* **262**:205-220.

- Hofstetter, M. 1988. Über die Verbreitung der Mistel in der Schweiz. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen **139**:97-127.
- Holmes, R. L. 1983. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. Tree-Ring Bulletin **43**:69-78.
- Holmes, R. L. 1999. User manual for program EDRM Laboratory of tree-ring research. University of Arizona, Tucson.
- Hosmer, D. W. und S. Lemeshow. 1989. Applied logistic regression. Wiley Interscience, New York [etc.].
- Innes, J. L. 1998. The impact of climatic extremes on forests: an introduction. *in* M. Beniston und J. L. Innes, Editoren. The impacts of climate variability on forests. Springer, Berlin [etc.].
- IPCC. 2007. Introduction. *in* Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge.
- Jeffree, C. E. und E. P. Jeffree. 1996. Redistribution of the potential geographical ranges of mistletoe and Colorado Beetle in Europe in response to the temperature component of climate change. Functional Ecology **10**:562-577.
- Jolly, W. M., M. Dobbertin, N. E. Zimmermann, und M. Reichstein. 2005. Divergent vegetation growth responses to the 2003 heat wave in the Swiss Alps. Geophysical Research Letters **32**.
- Kienast, F. 1982. Jahrringanalysen in immissionsgefährdeten Waldschadengebieten des Mittelwallis (Saxon). Diplomarbeit. Universität Zürich, Erlenbach.
- Kirchhofer, W. 2000. Klimaatlas der Schweiz. Verlag des Bundesamtes für Landestopographie, Wabern.
- Kontic, R., M. Niederer, C.-A. Nippel, und A. Winkler-Seifert. 1986. Jahrringanalysen an Nadelbäumen zur Darstellung und Interpretation von Waldschäden (Wallis, Schweiz). Eidgenössische Anstalt für das Forstliche Versuchswesen, Birmensdorf.
- Köstler, J. N., E. Brückner, und H. Bibelriether 1968. Die Wurzeln der Waldbäume. Verlag Paul Parey, Hamburg [etc.].
- Kraft, G. 1884. Beiträge zur Lehre von den Durchforstungen, Schlagstellungen und Lichtungshieben. Klindworth's Verlag, Hannover.
- LaMarche, V. C. 1978. Tree-ring evidence of past climatic variability. Nature **276**:334-338.
- Landolt, E. 1992. Unsere Alpenflora. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart [etc.].
- Leamer, E. E. 1973. Multicollinearity - Bayesian interpretation. Review of Economics and Statistics **55**:371-380.
- Manion, P. D. 1981. Tree disease concepts. Prentice-Hall, Englewood Cliffs.
- Mann, H. B. und D. R. Whitney. 1947. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. Annals of Mathematical Statistics. **18**:50-60.
- Martínez-Vilalta, J. und J. Piñol. 2002. Drought-induced mortality and hydraulic architecture in pine populations of the NE Iberian Peninsula. Forest Ecology and Management **161**:247-256.

- Mathiasen, R. L., F. G. Hawksworth, und C. B. Edminster. 1990. Effects of dwarf mistletoe on growth and mortality of Douglas-fir in the southwest. *Great Basin Naturalist* **50**:173-179.
- McDowell, N., W. T. Pockman, C. D. Allen, D. D. Breshears, N. Cobb, T. Kolb, J. Plaut, J. Sperry, A. West, D. G. Williams, und E. A. Yezzer. 2008. Mechanisms of plant survival and mortality during drought: Why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytologist* **178**:719-739.
- Mueller, R. C., C. M. Scudder, M. E. Porter, R. T. Trotter, C. A. Gehring, und T. G. Whitham. 2005. Differential tree mortality in response to severe drought: evidence for long-term vegetation shifts. *Journal of Ecology* **93**:1085-1093.
- Müller, M. 2005. *Angewandte statistische Regression*. Zürcher Hochschule Winterthur, Winterthur.
- Oggier, P.-A. und P. Werner. 1986. *Pfynwald - Führer zum Naturlehrpfad*. Schweizerischer Bund für Naturschutz, Basel.
- Osterwalder, N. 2007. *Dendrochronologische Untersuchung des Absterbeprozesses von Fichten in subalpinen Wäldern*. Diplomarbeit. ETH Zürich, Zürich.
- Parker, A. J. 1982. The topographic relative moisture index. *Physical Geography* **3**:160-168.
- Pedersen, B. 1998. The role of stress in the mortality of Midwestern Oaks as indicated by growth prior to death. *Ecology* **79**:79-93.
- Polomski, J. und N. Kuhn. 1998. *Wurzelsysteme*. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL). Haupt, Bern [etc.].
- Polomski, J., U. Schonfeld, H. Braasch, M. Dobbertin, W. Burgermeister, und D. Rigling. 2006. Occurrence of *Bursaphelenchus* species in declining *Pinus sylvestris* in a dry Alpine valley in Switzerland. *Forest Pathology* **36**:110-118.
- R Development Core Team. 2008. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Wien.
- Rebetez, M. 1999. Twentieth century trends in droughts in southern Switzerland. *Geophysical Research Letters* **26**:755-758.
- Rebetez, M. 2001. Changes in daily and nightly day-to-day temperature variability during the twentieth century for two stations in Switzerland. *Theoretical and Applied Climatology* **69**:13-21.
- Rebetez, M. und M. Dobbertin. 2004. Climate change may already threaten Scots pine stands in the Swiss Alps. *Theoretical and Applied Climatology* **79**:1-9.
- Richardson, D. M. 1998. *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rigling, A. und P. Cherubini. 1999. Wieso sterben die Waldföhren im „Telwald“ bei Visp? *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **150**:113-131.
- Rigling, A., M. Dobbertin, M. Bürgi, E. Feldmeier-Christe, U. Gimmi, C. Ginzler, U. Graf, P. Mayer, R. Zweifel, und T. Wohlgemuth. 2006a. Baumartenwechsel in den Walliser Waldföhrenwäldern. *Forum für Wissen* **2006**:23-33.
- Rigling, A., M. Dobbertin, M. Bürgi, U. Gimmi, E. G. Pannatier, F. Gugerli, U. Heiniger, J. Polomski, M. Rebetez, D. Rigling, P. Weber, B. Wermelinger, und T. Wohlgemuth.

- 2006b. Verdrängen Flaumeichen die Walliser Waldföhren? Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf.
- Rigling, A., P. O. Waldner, T. Forster, O. U. Bräker, und A. Pouttu. 2001. Ecological interpretation of tree-ring width and intraannual density fluctuations in *Pinus sylvestris* on dry sites in the central Alps and Siberia. *Canadian Journal of Forest Research* **31**:18-31.
- Rinn, F. 2003. TSAP-Win (time series analysis and presentation for dendrochronology and related applications). Rinntech, Heidelberg.
- Rinn, F. 2004. LINTAB 5: Jahrringmessgeräte. Rinntech, Heidelberg.
- Sachs, L. und J. Hedderich. 2006. Angewandte Statistik - Methodensammlung mit R. Springer-Verlag, Berlin [etc.].
- Scherfose, V. 1990. Feinwurzelverteilung und Mykorrhizatypen von *Pinus sylvestris* in verschiedenen Bodentypen. Dissertation. Universität Hannover, Hannover.
- Schlesinger, W. H. und N. Gramenopoulos. 1996. Archival photographs show no climate-induced changes in woody vegetation in the Sudan, 1943-1994. *Global Change Biology* **2**:137-141.
- Schütt, P. und B. Stimm. 2006. *Pinus sylvestris*. in P. Schütt, H. Weisgerber, U. Lang, A. Roloff, und B. Stimm, Editoren. Enzyklopädie der Holzgewächse: Handbuch und Atlas der Dendrologie. Ecomed, Landsberg/Lech.
- Schütz, J.-P. 2003. Waldbau I: Prinzipien der Waldnutzung und der Waldbehandlung. Skript zur Vorlesung Waldbau 1. ETH Zürich, Zürich.
- Schweingruber, F. H. 1988. Tree rings: Basics and Applications of Dendrochronologie. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht.
- Schweingruber, F. H. 1996. Tree Rings and Environment: Dendroecology. Haupt, Bern [etc.].
- Schweingruber, F. H. 2005. Baum und Holz in der Dendrochronologie - Morphologische, anatomische und jahrringanalytische Charakteristika häufig verwendeter Bäume. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, Birmensdorf.
- Schweizerisches Bundesamt für Statistik. 1980. Bodeneignungskarte der Schweiz. in Institut für Kartographie, Schweizerisches Bundesamt für Statistik und Schweizerisches Bundesamt für Landestopographie. Atlas der Schweiz. 2.0. CD., Wabern.
- Tsopelas, P., A. Angelopoulos, A. Economou, und N. Soulioti. 2004. Mistletoe (*Viscum album*) in the fir forest of Mount Parnis, Greece. *Forest Ecology and Management* **202**:59-65.
- Vertui, F. und F. Tagliaferro. 1998. Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) die-back by unknown causes in the Aosta Valley, Italy. *Chemosphere* **36**:1061-1065.
- von Tubeuf, K. 1923. Monographie der Mistel. R. Oldenbourg, München [etc.].
- Walter, H. 1974. Die Vegetation Osteuropas, Nord- und Zentralasiens. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Weber, P., H. Bugmann, und A. Rigling. 2007. Radial growth responses to drought of *Pinus sylvestris* and *Quercus pubescens* in an inner-Alpine dry valley. *Journal of Vegetation Science* **18**:777-792.

- Werlen, C. 1968. Etude de la végétation des surfaces brûlées de la forêt de Finges suivie de quelques données en vue d'un reboisement. Diplomarbeit. Ecole Polytechnique Fédérale Lausanne, Orbe.
- Wermelinger, B., A. Rigling, D. S. Mathis, und M. Dobbertin. 2008. Assessing the role of bark- and wood-boring insects in the decline of Scots pine (*Pinus sylvestris*) in the Swiss Rhone valley. *Ecological Entomology* **33**:239-249.
- Werner, P. 1985. La végétation de Finges et de son Rhône sauvage. *Bulletin de la Murithienne* **103**:39-84.
- Willmott, C. J., C. M. Rowe, und Y. Mintz. 1985. Climatology of the terrestrial seasonal water cycle. *Journal of Climatology* **5**:589-606.
- Woodward, M. 1999. *Epidemiology: study design and data analysis*. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton [etc.].
- Wyckoff, P. H. und J. S. Clark. 2000. Predicting tree mortality from diameter growth: a comparison of maximum likelihood and Bayesian approaches. *Canadian Journal of Forest Research* **30**:156-167.
- Zweifel, R., L. Zimmermann, F. Zeugin, und D. M. Newbery. 2006. Intra-annual radial growth and water relations of trees: implications towards a growth mechanism. *Journal of Experimental Botany* **57**:1445-1459.

Anhang

Anhang 1: Aufnahmeformular Waldreservat.....	78
Anhang 2: Aufnahmeformular weitere Untersuchungsfläche.....	79
Anhang 3: COFECHA-Outputs	80

Anhang 1: Aufnahmeformular Waldreservat

Trockenheitseffekte auf Wachstum und Mortalität bei Waldföhren im Pfywald

Datum: _____ Ort: _____ Fläche: _____

Angaben zum Baum

Baum-Code: _____

Baumart: _____

lebend tot

Baumnummer: _____

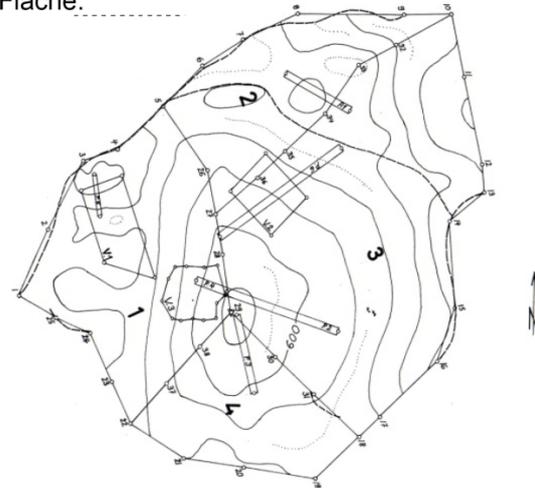
Höhe BK1 [cm]: _____

Höhe BK2 [cm]: _____

Baumhöhe [m]: _____

BHD [cm]: _____

Mistelbefall: kein Befall mittlerer Befall
 leichter Befall starker Befall



Skizze:

Hierarchische Stellung: _____

(1: vorherrschend, 2: herrschend, 3: mitherrschend, 4: beherrscht, 5: unterdrückt)

Verfallszustand: Braune Nadeln vorhanden Feinäste vorhanden
 Nur noch Grobäste vorhanden

Verbleibende Rinde am Stamm [%]: _____

Angaben zum Standort

Höhe ü. Meer [m]: _____

Koordinaten: _____ / _____ Hangneigung [°]: _____

Exposition [°]: _____ Topographie: Hang Kuppe Mulde

Konkurrenten

Nr.	Hierarchische Stellung	Distanz [m]	Richtung [°]	BHD[cm]	Bemerkungen
1					
2					
3					
4					
5					

Bemerkungen

Standort (Boden, Vegetation, etc.): _____

Baum (Verletzungen, Zwiesel, Pilzbefall, etc.): _____

Allgemeines: _____

Foto-Nr.: _____ Sujet: _____ Foto-Nr.: _____ Sujet: _____

Foto-Nr.: _____ Sujet: _____ Foto-Nr.: _____ Sujet: _____

Foto-Nr.: _____ Sujet: _____ Foto-Nr.: _____ Sujet: _____

Anhang 2: Aufnahmeformular weitere Untersuchungsfläche

Trockenheitseffekte auf Wachstum und Mortalität bei Waldföhren im Pfywald

Datum: Ort: Fläche:

Angaben zum Baum

Baum-Code:

Baumart:

lebend tot

Baumnummer:

Höhe BK1 [cm]:

Höhe BK2 [cm]:

Baumhöhe [m]:

BHD [cm]:

Mistelbefall: kein Befall mittlerer Befall
 leichter Befall starker Befall



Skizze:

Hierarchische Stellung:

(1: vorherrschend, 2: herrschend, 3: mitherrschend, 4: beherrscht, 5: unterdrückt)

Verfallszustand: Braune Nadeln vorhanden Feinäste vorhanden
 Nur noch Grobäste vorhanden

Verbleibende Rinde am Stamm [%]:

Angaben zum Standort

Höhe ü. Meer [m]:

Koordinaten: / Hangneigung [°]:

Exposition [°]: Topographie: Hang Kuppe Mulde

Konkurrenten

Nr.	Hierarchische Stellung	Distanz [m]	Richtung [°]	BHD[cm]	Bemerkungen
1					
2					
3					
4					
5					

Bemerkungen

Standort (Boden, Vegetation, etc.):

Baum (Verletzungen, Zwiesel, Pilzbefall, etc.):

Allgemeines:

Foto-Nr.: Sujet:

Anhang 3: COFECHA-Outputs

Korrelationen der lebenden Waldföhren

PART 5: CORRELATION OF SERIES BY SEGMENTS:

09:34 Tue 25 Nov 2008 Page 5

Correlations of 50-year dated segments, lagged 25 years
 Flags: A = correlation under .3281 but highest as dated;
 B = correlation higher at other than dated position

Seq	Series	Time_span	1850 1899	1875 1924	1900 1949	1925 1974	1950 1999	1975 2024
1	WS01LR2	1935 2007				.87	.86	.83
2	WS02LL7	1956 2007					.30A	.59
3	WS03LL11	1950 2007					.32A	.48
4	WS04LR	1929 2007				.76	.76	.76
5	WS05LR11	1945 2007				.44	.37	.41
6	WS07LR	1889 2007	.39	.51	.67	.54	.49	.49
7	WS08LR2	1902 2007		.35B	.49	.50	.52	.52
8	WS09LR	1924 2007		.64	.65	.82	.83	.83
9	WS10LLcb	1913 2007		.60	.66	.67	.65	.65
10	WS11LL9	1901 2007		.54	.70	.51	.52	.52
11	WS12LL2	1899 2007	.44	.44	.66	.69	.67	.67
12	WS13LRcb	1951 2007				.50	.52	.52
13	WS14LR	1908 2007		.76	.79	.78	.78	.78
14	WS15LR7	1929 2007			.35B	.56	.65	.65
15	WS16LR	1930 2007			.73	.77	.75	.75
16	WS17LR3	1903 2007		.69	.79	.64	.59	.59
17	WS18LR6	1901 2007		.81	.65	.61	.60	.60
18	WS19LL6	1916 2007		.84	.79	.82	.82	.82
19	WS20LL3	1914 2007		.62	.48	.65	.69	.69
20	WS21LRne	1918 2007		.67	.74	.54	.51	.51
21	WS22LLa	1915 2007		.78	.69	.76	.80	.80
22	WS23LR	1948 2007			.30B	.34	.44	.44
23	WS24LR	1866 2007	.54	.54	.78	.69	.75	.71
24	WS25LR	1951 2007				.75	.77	.77
25	WS26LR9	1881 2007	.42	.58	.47	.79	.83	.83
26	WS27LR	1951 2007				.68	.66	.66
27	WS28LL	1943 2007			.33	.45	.45	.45
28	WS29LR9	1880 2007	.54	.79	.83	.80	.75	.75
29	WS30LR3	1915 2007		.76	.71	.75	.67	.67
30	WS31LL	1911 2007		.64	.70	.62	.58	.58
31	WS32LR12	1899 2007	.69	.72	.87	.79	.74	.74
32	WS33LL	1902 2007		.48	.80	.61	.54	.54
33	WS35LR	1909 2007		.72	.73	.70	.68	.68
34	WS36LL3	1913 2007		.39B	.56	.69	.60	.60
35	WS37LR	1921 2007		.65	.68	.76	.72	.72
36	WS39LL	1927 2007			.62	.70	.68	.68
37	WS40LR	1884 2007	.61	.75	.73	.65	.60	.60
38	WS41LL1	1876 2007	.56	.72	.74	.76	.74	.74
39	WS42LLne	1913 2007		.60	.74	.74	.73	.73
40	WS43LR12	1950 2007				.44	.58	.58
41	WS44LR7	1891 2007	.42	.47	.45	.62	.62	.62
42	WS45LL9	1877 2007	.26B	.48	.58	.59	.59	.59
43	WS46LR	1928 2007			.69	.70	.67	.67
44	WS47LL	1912 2007		.66	.62	.56	.48	.48
45	WS48LL4	1898 2007	.63	.59	.61	.62	.63	.63
46	WS49LL	1902 2007		.77	.67	.68	.66	.66
47	WS50LL	1898 2007	.33B	.40	.59	.67	.62	.62
48	WS51LL4	1911 2007		.83	.77	.62	.59	.59
49	WS52LR	1916 2007		.79	.76	.69	.67	.67
50	WS53LL4	1874 2007	.63	.62	.84	.73	.76	.72
51	WS54LL	1910 2007		.79	.67	.65	.60	.60
52	WS55LL12	1950 2007				.46	.60	.60
53	WS56LR	1898 2007	.59	.61	.58	.48	.39	.39
54	WS57LR	1898 2007	.60	.64	.40	.37	.44	.44
55	WS58LR	1901 2007		.66	.60	.53	.52	.52
56	WS59LR	1909 2007		.71	.62	.75	.78	.78
57	WS60LR	1906 2007		.72	.64	.69	.71	.71
58	WS61LR	1921 2007		.77	.78	.90	.88	.88
Av	segment correlation		.58	.51	.66	.65	.64	.64

Deskriptive Statistik der lebenden Waldföhren

PART 7: DESCRIPTIVE STATISTICS:
09:34 Tue 25 Nov 2008 Page 7

Seq	Series	Interval	No. Years	No. segmt	No. Flags	Corr with Master	Mean msmt	Max msmt	Unfiltered Std dev	Auto corr	Mean sens	Max value	Filtered Std dev	Auto corr
1	WS01LR2	1935 2007	73	3	0	.847	.81	2.27	.413	.417	.439	2.77	.461	-.025
2	WS02LL7	1956 2007	52	2	1	.308	.77	2.32	.481	.280	.397	2.61	.363	.197
3	WS03LL11	1950 2007	58	2	1	.337	.51	1.72	.336	.584	.389	2.96	.655	.000
4	WS04LR	1929 2007	79	3	0	.771	.81	2.29	.517	.688	.365	2.73	.548	-.059
5	WS05LR11	1945 2007	63	3	0	.492	.58	5.72	.810	.398	.429	3.40	.550	.002
6	WS07LR	1889 2007	119	5	0	.481	.82	3.26	.567	.786	.289	2.78	.408	-.026
7	WS08LR2	1902 2007	106	4	1	.421	.58	2.28	.448	.753	.384	2.84	.497	-.070
8	WS09LR	1924 2007	84	4	0	.750	1.21	2.35	.540	.734	.280	2.60	.487	-.029
9	WS10LLcb	1913 2007	95	4	0	.642	.76	3.55	.651	.873	.339	2.63	.394	-.060
10	WS11LL9	1901 2007	107	4	0	.531	.48	1.34	.275	.700	.361	2.72	.438	.020
11	WS12LL2	1899 2007	109	5	0	.545	.62	2.12	.426	.735	.359	2.66	.408	-.005
12	WS13LRcb	1951 2007	57	2	0	.515	.55	1.47	.338	.706	.342	2.78	.648	.012
13	WS14LR	1908 2007	100	4	0	.769	.65	2.63	.447	.599	.386	2.65	.444	-.034
14	WS15LR7	1929 2007	79	3	1	.539	1.13	3.46	.792	.777	.331	2.64	.399	-.045
15	WS16LR	1930 2007	78	3	0	.720	.87	2.07	.367	.540	.325	2.64	.456	-.034
16	WS17LR3	1903 2007	105	4	0	.641	.59	2.35	.433	.684	.369	2.57	.395	.008
17	WS18LR6	1901 2007	107	4	0	.696	.71	3.69	.741	.862	.371	2.65	.409	-.073
18	WS19LL6	1916 2007	92	4	0	.844	.82	1.92	.412	.470	.403	2.60	.456	-.024
19	WS20LL3	1914 2007	94	4	0	.654	.58	3.41	.622	.843	.468	2.58	.361	-.072
20	WS21LRne	1918 2007	90	4	0	.599	.46	1.49	.322	.750	.337	2.72	.519	.015
21	WS22LLa	1915 2007	93	4	0	.784	1.02	3.66	.596	.676	.315	2.49	.344	.008
22	WS23LR	1948 2007	60	3	1	.347	.73	2.76	.662	.900	.408	2.62	.495	.015
23	WS24LR	1866 2007	142	6	0	.647	.71	3.05	.591	.769	.408	2.55	.426	-.079
24	WS25LR	1951 2007	57	2	0	.754	.86	3.32	.618	.851	.325	2.69	.567	-.094
25	WS26LR9	1881 2007	127	5	0	.625	.48	1.70	.250	.519	.373	2.84	.431	.041
26	WS27LR	1951 2007	57	2	0	.665	.95	2.10	.373	-.077	.447	2.98	.658	-.006
27	WS28LL	1943 2007	65	3	0	.493	.63	1.47	.338	.722	.335	2.71	.485	.039
28	WS29LR9	1880 2007	128	5	0	.714	.62	3.09	.484	.832	.302	2.69	.506	-.053
29	WS30LR3	1915 2007	93	4	0	.721	.81	2.01	.453	.764	.314	2.54	.363	-.060
30	WS31LL	1911 2007	97	4	0	.617	.46	2.00	.305	.701	.318	2.85	.488	.006
31	WS32LR12	1899 2007	109	5	0	.734	.50	2.02	.308	.795	.358	2.52	.386	-.058
32	WS33LL	1902 2007	106	4	0	.497	.73	3.91	.669	.898	.297	2.73	.518	-.006
33	WS35LR	1909 2007	99	4	0	.704	.69	2.58	.477	.713	.359	2.66	.441	.032
34	WS36LL3	1913 2007	95	4	1	.494	.58	4.17	.654	.743	.426	3.09	.529	-.039
35	WS37LR	1921 2007	87	4	0	.699	1.18	3.01	.538	.711	.258	2.87	.503	-.005
36	WS39LL	1927 2007	81	3	0	.622	1.15	4.59	.983	.837	.350	2.62	.387	.012
37	WS40LR	1884 2007	124	5	0	.648	.51	2.70	.429	.693	.346	2.70	.425	-.034
38	WS41LL1	1876 2007	132	5	0	.679	.51	1.55	.303	.697	.399	2.64	.427	-.022
39	WS42LLne	1913 2007	95	4	0	.680	.62	1.55	.336	.689	.330	2.66	.452	-.008
40	WS43LR12	1950 2007	58	2	0	.468	.43	1.37	.328	.817	.349	2.77	.499	.043

Anhang

Seq series	Interval	No. Years	No. segmt	No. Flags	Corr with Master	// Mean msmt	Max msmt	Unfiltered Std dev	Auto corr	Mean sens	// Max value	Filtered Std dev	Auto corr	AR
41 WS44LR7	1891 2007	117	5	0	.536	.52	1.72	.297	.702	.343	2.79	.477	-.065	2
42 WS45LL9	1877 2007	131	5	1	.535	.45	1.20	.282	.720	.382	2.66	.478	-.028	1
43 WS46LR	1928 2007	80	3	0	.669	1.06	2.26	.442	.468	.363	2.62	.475	.010	1
44 WS47LL	1912 2007	96	4	0	.587	.80	2.30	.394	.486	.375	2.76	.438	.094	2
45 WS48LL4	1898 2007	110	5	0	.604	.90	3.74	.733	.874	.337	2.54	.324	-.118	1
46 WS49LL	1902 2007	106	4	0	.719	.99	2.36	.395	.481	.324	2.55	.386	-.065	1
47 WS50LL	1898 2007	110	5	1	.489	.90	2.49	.575	.847	.297	2.59	.395	-.020	1
48 WS51LL4	1911 2007	97	4	0	.725	.66	3.86	.645	.831	.353	2.75	.477	.043	1
49 WS52LR	1916 2007	92	4	0	.753	.80	1.83	.366	.545	.374	2.90	.520	.043	1
50 WS53LL4	1874 2007	134	6	0	.688	.74	2.33	.445	.722	.363	2.67	.385	-.023	1
51 WS54LL	1910 2007	98	4	0	.704	.83	3.07	.489	.660	.323	2.73	.492	-.010	1
52 WS55LL12	1950 2007	58	2	0	.492	.37	.99	.253	.805	.393	2.60	.446	-.057	1
53 WS56LR	1898 2007	110	5	0	.533	.85	3.17	.620	.886	.289	2.70	.420	.016	2
54 WS57LR	1898 2007	110	5	0	.468	1.32	4.10	.796	.906	.198	2.58	.471	-.042	1
55 WS58LR	1901 2007	107	4	0	.587	.92	6.01	1.170	.930	.332	2.58	.350	-.027	1
56 WS59LR	1909 2007	99	4	0	.744	.91	3.27	.638	.811	.267	2.53	.451	-.054	1
57 WS60LR	1906 2007	102	4	0	.703	.75	1.96	.391	.726	.294	2.43	.339	-.039	1
58 WS61LR	1921 2007	87	4	0	.821	1.07	3.32	.548	.638	.319	2.61	.530	-.016	1
Total or mean:		5496	226	8	.627	.75	6.01	.502	.711	.348	3.40	.449	-.020	

Korrelationen der toten Waldföhren

PART 5: CORRELATION OF SERIES BY SEGMENTS:

14:42 sat 03 Jan 2009 Page 5

Correlations of 50-year dated segments, lagged 25 years
 Flags: A = correlation under .3281 but highest as dated;
 B = correlation higher at other than dated position

Seq	Series	Time_span	1850 1899	1875 1924	1900 1949	1925 1974	1950 1999	1975 2024
1	WS01TR2	1916 2006			.28B	.37	.55	.54
2	WS02TR2	1920 2006			.70	.66	.75	.80
3	WS03TL	1933 1999				.52	.37	
4	WS04TL4	1890 2006		.21B	.35	.59	.61	.62
5	WS05TL2	1913 2005			.72	.47	.55	.58
6	WS06TL	1898 2005		.59	.66	.77	.70	.69
7	WS07TR3	1891 2006		.58	.70	.71	.78	.77
8	WS08TL	1949 2004				.67	.60	.68
9	WS09TL	1915 2006			.79	.71	.67	.66
10	WS10TL	1901 2006			.77	.66	.52	.50
11	WS12TL	1904 2003			.29A	.77	.83	.78
12	WS13TL	1935 2006				.66	.82	.80
13	WS14TR1	1924 2006			.58	.61	.76	.72
14	WS15TL	1924 2003			.56	.56	.67	.63
15	WS16TL	1937 1994				.59	.51	
16	WS17TL	1926 2005				.72	.74	.72
17	WS18T1	1906 2002			.83	.75	.65	.62
18	WS19TR	1904 2005			.81	.72	.54	.46
19	WS20TL	1903 2002			.73	.66	.63	.63
20	WS22TR2	1901 1999			.73	.72	.75	
21	WS23TL	1952 2003					.51	.52
22	WS24TL	1934 2006				.49	.63	.56
23	WS25TL	1947 2006				.44	.49	.47
24	WS26TL	1935 2004				.57	.60	.63
25	WS27TR	1941 1995				.66	.61	
26	WS28TR1	1882 2005		.52	.76	.72	.66	.64
27	WS29TR1	1880 2002		.77	.85	.76	.62	.57
28	WS30TR	1906 1996			.85	.71	.75	
29	WS31TR	1899 2001		.33	.38	.76	.67	.62
30	WS33TL	1893 2000		.79	.80	.79	.60	.59
31	WS34TR	1902 1989			.76	.42	.28A	
32	WS35TL1	1928 2005				.70	.70	.70
33	WS36TR1	1900 2002			.77	.80	.70	.68
34	WS37TR	1925 2004				.69	.68	.69
35	WS38TR	1893 2002		.75	.76	.62	.51	.51
36	WS39TL	1902 2002			.73	.71	.50	.44
37	WS40TL	1911 2005			.78	.77	.74	.70
38	WS41TR	1912 1996			.65	.64	.53	
39	WS42TL	1906 1999			.79	.76	.78	
40	WS43TR2	1893 2002		.19A	.39	.69	.68	.65
41	WS44TL1	1886 1996		.73	.76	.62	.42	
42	WS45TL1	1870 1997	.60	.62	.85	.83	.67	
43	WS46TR	1880 2004		.70	.74	.78	.69	.68
44	WS47TR	1899 2000		.78	.79	.61	.67	.68
45	WS48TR	1909 2003			.35	.42	.57	.54
46	WS49TL	1899 2002		.68	.70	.63	.74	.72
47	WS50TL	1896 1981		.43	.43	.39	.34	
48	WS51TL	1900 2006			.76	.67	.33	.33
49	WS52TL	1918 2002			.72	.79	.75	.72
50	WS54TR	1893 2005		.53	.71	.73	.63	.53
51	WS55TL	1903 1999			.73	.71	.37	
52	WS56TR	1903 2003			.77	.69	.67	.68
53	WS57TR	1874 2004	.77	.77	.79	.61	.63	.60
54	WS58TL	1901 2004			.77	.82	.73	.70
55	WS59TL	1875 2003		.72	.70	.60	.55	.50
56	WS60TL1	1880 2004		.65	.76	.65	.41	.34
57	WS61TL	1901 2006			.63	.73	.62	.62
Av	segment correlation		.68	.60	.68	.66	.61	.62

Deskriptive Statistik der toten Waldföhren

PART 7: DESCRIPTIVE STATISTICS:
14:42 Sat 03 Jan 2009 Page 7

seq	Series	Interval	No. Years	No. segmt	No. Flags	Corr with Master	Mean msmt	Max msmt	Unfiltered Std dev	Auto corr	Mean sens	Max value	Filtered Std dev	Auto corr	AR
1	WS01TR2	1916 2006	91	4	1	.425	.79	2.07	.429	.585	.389	2.66	.494	.005	1
2	WS02TR2	1920 2006	87	4	0	.739	.39	2.15	.318	.367	.523	2.66	.568	-.115	1
3	WS03TL	1933 1999	67	2	0	.475	.56	1.27	.324	.758	.307	2.77	.490	-.044	1
4	WS04TL4	1890 2006	117	5	1	.440	.63	1.90	.460	.820	.428	2.85	.503	.016	1
5	WS05TL2	1913 2005	93	4	0	.683	.51	1.89	.335	.734	.406	2.40	.334	-.057	1
6	WS06TL	1898 2005	108	5	0	.647	.88	2.69	.490	.737	.324	2.74	.477	-.047	1
7	WS07TR3	1891 2006	116	5	0	.703	1.01	7.83	1.217	.870	.407	2.80	.445	-.048	1
8	WS08TL	1949 2004	56	3	0	.666	1.17	2.50	.487	.531	.335	2.79	.534	.003	1
9	WS09TL	1915 2006	92	4	0	.753	1.38	4.35	.753	.656	.342	2.80	.422	.007	1
10	WS10TL	1901 2006	106	4	0	.650	1.10	3.02	.548	.633	.333	2.74	.507	.013	1
11	WS12TL	1904 2003	100	4	1	.509	.79	2.25	.445	.702	.360	2.68	.490	.007	1
12	WS13TL	1935 2006	72	3	0	.727	.63	1.53	.312	.511	.360	2.93	.646	-.078	1
13	WS14TR1	1924 2006	83	4	0	.687	.58	2.69	.443	.643	.401	2.85	.615	.028	1
14	WS15TL	1924 2003	80	4	0	.558	1.23	4.85	.962	.732	.382	2.78	.511	-.031	1
15	WS16TL	1937 1994	58	2	0	.577	.87	2.27	.545	.675	.431	2.70	.429	.100	1
16	WS17TL	1926 2005	80	3	0	.738	.60	3.50	.504	.766	.387	2.62	.444	-.064	1
17	WS18T1	1906 2002	97	4	0	.752	.83	2.92	.698	.846	.356	2.69	.394	-.006	1
18	WS19TR	1904 2005	102	4	0	.685	.67	2.12	.490	.736	.347	2.56	.364	-.022	1
19	WS20TL	1903 2002	100	4	0	.688	.68	1.78	.367	.524	.422	2.67	.551	-.002	2
20	WS22TR2	1901 1999	99	3	0	.721	.81	3.12	.550	.693	.395	2.57	.352	-.043	1
21	WS23TL	1952 2003	52	2	0	.513	1.13	2.08	.380	.345	.329	2.62	.419	.043	1
22	WS24TL	1934 2006	73	3	0	.511	1.44	5.68	1.405	.866	.336	3.15	.619	.074	3
23	WS25TL	1947 2006	60	3	0	.480	.85	2.06	.453	.543	.420	2.82	.605	-.055	1
24	WS26TL	1935 2004	70	3	0	.594	.95	2.90	.620	.816	.310	2.83	.592	-.058	3
25	WS27TR	1941 1995	55	2	0	.660	.52	2.19	.462	.705	.354	2.97	.683	.136	1
26	WS28TR1	1882 2005	124	5	0	.616	.49	1.32	.260	.598	.452	2.72	.494	.036	1
27	WS29TR1	1880 2002	123	5	0	.705	.91	2.90	.525	.784	.322	2.52	.308	-.010	1
28	WS30TR	1906 1996	91	3	0	.804	.63	1.66	.324	.663	.362	2.50	.363	.016	3
29	WS31TR	1899 2001	103	5	0	.493	.46	1.04	.205	.457	.360	3.10	.591	.010	2
30	WS33TL	1893 2000	108	5	0	.715	.70	3.44	.628	.884	.329	2.65	.342	-.028	1
31	WS34TR	1902 1989	88	3	1	.601	.57	2.32	.486	.830	.379	2.30	.293	-.109	1
32	WS35TL1	1928 2005	78	3	0	.678	.94	3.47	.663	.687	.415	2.87	.512	-.031	1
33	WS36TR1	1900 2002	103	4	0	.718	.87	2.30	.539	.759	.398	2.58	.382	-.033	1
34	WS37TR	1925 2004	80	3	0	.697	1.28	2.67	.546	.706	.267	2.63	.466	.020	1
35	WS38TR	1893 2002	110	5	0	.650	1.10	2.41	.539	.769	.260	2.60	.354	-.049	2
36	WS39TL	1902 2002	101	4	0	.614	.90	2.65	.615	.742	.362	2.82	.500	-.005	1
37	WS40TL	1911 2005	95	4	0	.752	.93	3.57	.774	.782	.405	2.70	.434	-.097	1
38	WS41TR	1912 1996	85	3	0	.593	.63	1.58	.300	.572	.338	2.58	.544	-.050	2
39	WS42TL	1906 1999	94	3	0	.784	.69	1.62	.319	.628	.332	2.95	.537	.009	2

Seq Series	Interval	No. Years	No. Segmt	No. Flags	Corr with Master	// Mean msmt	Max msmt	Unfiltered Std dev	Auto corr	Mean sens	// Max value	Filtered Std dev	Auto corr	AR ()
40 WS43TR2	1893 2002	110	5	1	.446	.41	1.93	.415	.858	.426	2.72	.499	-.076	1
41 WS44TL1	1886 1996	111	4	0	.608	.53	1.49	.339	.631	.455	2.52	.465	-.035	1
42 WS45TL1	1870 1997	128	5	0	.683	.59	1.76	.370	.727	.350	2.74	.466	-.043	1
43 WS46TR	1880 2004	125	5	0	.721	.72	2.89	.468	.717	.346	2.79	.515	.012	3
44 WS47TR	1899 2000	102	5	0	.735	.69	2.33	.477	.836	.316	2.67	.457	-.008	1
45 WS48TR	1909 2003	95	4	0	.475	.82	2.30	.461	.716	.345	2.57	.482	.019	1
46 WS49TL	1899 2002	104	5	0	.698	.97	4.36	.673	.779	.327	2.71	.416	-.128	1
47 WS50TL	1896 1981	86	4	0	.363	.88	4.61	1.033	.903	.365	2.81	.518	.019	1
48 WS51TL	1900 2006	107	4	0	.601	.59	3.08	.737	.950	.300	2.69	.417	-.011	1
49 WS52TL	1918 2002	85	4	0	.712	.85	4.00	.482	.485	.319	2.68	.362	.023	1
50 WS54TR	1893 2005	113	5	0	.585	.90	2.16	.467	.788	.288	2.72	.494	-.040	1
51 WS55TL	1903 1999	97	3	0	.579	.55	3.76	.618	.890	.302	2.66	.421	-.031	1
52 WS56TR	1903 2003	101	4	0	.725	.89	2.56	.367	.674	.263	2.71	.393	-.056	1
53 WS57TR	1874 2004	131	6	0	.682	1.01	3.60	.677	.873	.296	2.55	.390	.007	1
54 WS58TL	1901 2004	104	4	0	.734	.89	3.98	.686	.877	.317	2.52	.405	-.015	2
55 WS59TL	1875 2003	129	5	0	.604	1.22	6.44	1.216	.927	.250	2.72	.376	-.012	1
56 WS60TL1	1880 2004	125	5	0	.568	.72	2.64	.645	.862	.379	2.49	.400	.026	1
57 WS61TL	1901 2006	106	4	0	.618	1.08	4.48	1.095	.933	.291	2.69	.469	.015	2
Total or mean:		5456	224	5	.637	.81	7.83	.565	.733	.355	3.15	.459	-.017	