

Bestandesdynamik zentralalpiner Waldföhrenwälder aufgezeigt anhand dendroökologischer Fallstudien aus dem Wallis, Schweiz

ANDREAS RIGLING, PASCALE WEBER, PAOLO CHERUBINI UND MATTHIAS DOBBERTIN

Keywords: *Pinus sylvestris*; forest dynamics; dendroecology; climate change; Switzerland. FDK 111.83 : 182 : 22 : 561.24 : (494.44)

Einführung

Wälder sind dominante Elemente einer Landschaft, welche natürlicherweise einem stetigen Wandel unterworfen sind. Die Auffälligkeit dieses Wandels hängt von der räumlichen Ausdehnung und der Ablaufgeschwindigkeit der beteiligten walddynamischen Prozesse ab (z.B. OLIVER & LARSON 1996; GLAVAC 1996). Waldveränderungen können einerseits Teil walddynamischer Prozesse sein und sie können andererseits solche auslösen – sie können Teil einer natürlichen Sukzession oder anthropogen verursacht sein – sie können schubweise oder kontinuierlich ablaufen (OLIVER & LARSON 1996). Im Gegensatz zu schlagartig auftretenden und grossflächig wirkenden Prozessen (z.B. Stürme, Lawinen, Waldbrände, Insektenkalamitäten) werden kontinuierliche, schleichende Veränderungen (z.B. Bodenreifung, Bestandeskonkurrenz, Verbiss durch Vieh oder Wild, Klimaerwärmung) und ihre Auswirkungen hingegen kaum wahrgenommen, obwohl sie über einen grösseren Zeitraum betrachtet zu ebenso deutlichen Veränderungen führen können.

Walddynamische Prozesse sind meist mit Absterbephänomenen verbunden, da sie entweder die Folge von Absterbeprozessen sind oder solche nach sich ziehen. Da in einem Waldbestand aber stets verschiedene walddynamische Prozesse gleichzeitig ablaufen, ist eine Trennung derselben oder die Zuordnung einer Absterbeursache oft nicht eindeutig möglich. Da sich verschiedene walddynamische Prozesse bezüglich ihrer räumlichen und zeitlichen Wirkungsweise unterscheiden, sind über eine räumliche Erfassung der Wachstumsreaktionen der betroffenen Gehölzpflanzen doch plausible Rückschlüsse auf die auslösenden, verursachenden Faktoren möglich.

Die ökologische Interpretation der Jahrringanalyse, die sogenannte Dendroökologie, erweist sich als ein wichtiges Instrument der Rekonstruktion und Analyse walddynamischer Prozesse in Raum und Zeit. In diesem Sinne können die Jahrringe als das Gedächtnis von Bäumen, Wäldern oder ganzer Landschaften verstanden werden. Dendroökologische Methoden wurden daher wiederholt eingesetzt um walddynamische Prozesse ausgelöst oder beeinflusst durch z.B. Feuer (SWETNAM 1993; BEBI *et al.* 2003; BERLI & SCHWEINGRUBER 1992), Stürme (LORIMER 1980; VEBLEN *et al.* 1989; MORIN 1990), Trockenheit (FRITTS 1974; KIENAST *et al.* 1987; RIGLING *et al.* 2002), Bestandeskonkurrenz (BONN 2000; CHERUBINI *et al.* 1996), Wild (MOTTA 1995, 2003), Insekten (CZOKAJLO *et al.* 1997; HADLEY & VEBLEN 1993; RIGLING & CHERUBINI 1999), Phytopathogene (CHERUBINI *et al.* 2002), Bewirtschaftung (BRÄKER 1996; CHERUBINI *et al.* 1996; MOTTA 2002), Bewässerung (FAYLE & AXELSSON 1985; RIGLING *et al.* 2003) oder Beweidung (SAVAGE & SWETNAM 1990) zu datieren, zu beschreiben und zu quantifizieren.

Seit Beginn des 20. Jahrhunderts wurden wiederholt ausgedehnte Absterbeprozesse in den Föhrenwäldern des Wallis beobachtet. Bis Ende der 1970er Jahre wurden diese Phänomene hauptsächlich auf die hohen Fluorimmissionen der

lokalen Aluminiumwerke zurückgeführt (FLÜHLER *et al.* 1981). Nach dem Einbau von Abgasfilteranlagen verschwanden die nekrotischen Schadmerkmale auf den Föhrennadeln und die Situation beruhigte sich zusehends. In den 1990er Jahren wurde wiederum von erhöhten Mortalitätsraten berichtet. Diesmal aber nicht nur aus dem Wallis (RIGLING & CHERUBINI 1999; RIGLING *et al.* 1999), sondern auch aus weiteren Trockentälern des Alpenbogens wie der Region Innsbruck (SCHWANINGER 1998; CECH & PERNY 2000), Niederösterreich (TOMICZEK 1982; CECH & WIESINGER 1995), der Süd-Steiermark und Kärnten (PFISTER *et al.* 2001), dem Vinschgau (MINERBI 1993, 1998) und dem Aostatal (VERTUI & TAGLIAFERRO 1998). Diese neueren Absterbephänomene konnten nun jedoch nicht mehr auf einen einzelnen auslösenden Faktor zurückgeführt werden. Sämtliche Untersuchungen gingen von Komplexkrankheiten, bestehend aus mehreren, oft gleichzeitig wirkenden Faktoren wie Trockenheit, Insekten und Phytopathogenen, aus. Allen Untersuchungsgebieten gemeinsam ist, dass die Waldföhrenwälder nebst der Trockenheit einer Vielzahl weiterer natürlicher und anthropogener Beeinflussungen ausgesetzt sind, welche ihrerseits die Bestandesentwicklung auf unterschiedliche Weise beeinflussen und meistens auch zu erhöhter Mortalität führen können.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist einerseits, verschiedene dendroökologische Untersuchungsansätze vorzustellen, die geeignet sind walddynamische Prozesse zu analysieren. Andererseits werden am Beispiel der Walliser Waldföhrenwälder wesentliche bestandesdynamische Prozesse und ihre Auswirkungen auf die Bestandesstrukturen und Absterberaten mittels dendroökologischer Fallstudien diskutiert.

Material und Methoden

Im Gelände

Dendroökologische Untersuchungen haben zum Ziel, die das Jahrringwachstum beeinflussenden Faktoren zu ermitteln und die Jahrringserien retrospektiv als jahrgenaue Zeitskala für die Wirkungsweise dieser Faktoren einzusetzen. Da die Jahrringbildung aber nie von nur einem Faktor beeinflusst wird, ist eine möglichst detaillierte Kenntnis der jeweiligen Standortsfaktoren Grundvoraussetzung für eine erfolgreiche dendroökologische Auswertung. Das heisst, dass die Auswahl der Untersuchungsstandorte auf eine möglichst einfache und damit interpretierbare Faktorenkombination hinzielen sollte. Falls dies aufgrund der Fragestellung oder der örtlichen Begebenheiten nicht möglich sein sollte, dann ist eine präzise Standortsansprache notwendig. Eine Standortsansprache muss Angaben zur Geländesituation, wie Höhe über Meer, Exposition, Hangneigung, Bodentyp und Geologie, enthalten. Da der Wasserhaushalt eines Standortes das Baumwachstum oft entscheidend beeinflusst, sollten Angaben zur Gründigkeit und zum Wasserspeichervermögen der Böden gemacht werden. Eine Vegetationsaufnahme mit Auswertung nach Artengruppen oder Zeigerwerten kann sehr hilfreich sein, um ver-

Fragestellung	Stammfuss	Brusthöhe	Kronenansatz	Reaktionsholz	Schäden
Alter der Bäume	x				
Wachstum allgemein	x	x			
Produktivität	x	x	(x)		
Klimaabhängigkeit		x			
Rekonstruktion von Störungen	x	x		x	x

Tabelle 1:
Beprobungsart in
Abhängigkeit
der Fragestellung.

schiedene Standorte untereinander zu vergleichen. Je nach Untersuchungsgebiet sind Angaben zu ablaufenden geomorphologischen Prozessen wie Rutschungen, Steinschlag, Lawinen und biotischen sowie abiotischen Beeinflussungen wie z.B. Auftreten von Insekten und Pilzen, Mistelbefall, Verbiss-, Fege- und Trittschäden, Anzeichen menschlicher Aktivitäten und Spuren von Waldbränden oder Überschwemmungen in die Auswertungen mit einzubeziehen.

Um Jahrringserien interpretieren zu können, ist eine detaillierte Baumbeschreibung von Vorteil, welche im Fall von Schwierigkeiten bei Messung oder Interpretation herangezogen werden kann. Von jedem Probestamm sollten die Baumhöhe, der Brusthöhendurchmesser, die soziale Stellung und vorhandene Schäden an Wurzeln, Stamm und Krone angesprochen werden. Zusätzliche Angaben zur Kronengröße und Benadelungsdichte können ebenfalls von Vorteil sein.

Beprobung wird entweder mittels Stammscheiben oder Bohrkernen. Stammscheiben sind grundsätzlich zu bevorzugen, denn sie erlauben den Ort der Jahrringmessung je nach den Bedürfnissen festzulegen. Die Jahrringmessung erfolgt in der Regel entlang von mindestens zwei Radien, welche anschliessend zu einer Baummittelkurve zusammengefasst werden können. Die Lage dieser Radien muss je nach Fragestellung derart gewählt werden, dass die relevanten Merkmale optimal erfasst werden. Stammvolumenbestimmungen werden üblicherweise anhand des Mittelwertes des längsten und kürzesten Radius ausgeführt.

Falls die destruktive Beprobung mittels Stammscheiben nicht in Frage kommt, dann muss mit Bohrkernen gearbeitet werden. Auch hier werden in der Regel mindestens zwei Radien pro Bohrhöhe entnommen. *Tabelle 1* gibt einen Überblick über die Art der Beprobung in Abhängigkeit der Fragestellung.

Die Anzahl der Probestämme variiert ebenfalls je nach Fragestellung. Um eine statistisch robuste Mittelkurve für eine homogene Auswahl von Bäumen, wie z.B. die Oberschicht eines Bestandes, zu erhalten, reichen erfahrungsgemäss etwa 15 Bäume zu jeweils zwei Bohrkernen aus.

Soll neben der zeitlichen auch noch die räumliche Wachstumsdynamik untersucht werden, dann müssen sämtliche Probestämme innerhalb der Beprobungsfläche eingemessen und kartiert werden. Dadurch können den ermittelten Baumstandorten beliebige baumspezifische Wachstumsparameter (z.B. Baumalter, BHD, Baumhöhe, Jahrringbreiten einzelner interessierender Jahre usw.) zugeordnet und deren räumliche Variabilität ausgewertet werden.

Im Labor

Die Bohrkernkerne werden im Labor zur Weiterverarbeitung auf Holzleisten aufgeleimt. Dabei muss darauf geachtet werden, dass der Faserverlauf der Bohrkernkerne rechtwinklig zu den Holzleisten steht, von oben betrachtet also der Querschnitt der Jahrringe sichtbar ist. Nach vollständiger Aushärtung des Leims werden die Bohrkernkerne auf einer Bandschleifmaschine in verschiedenen Durchgängen mit zunehmend feinerer Körnung angeschliffen. Der letzte Schliff, mit Körnung 320 bis 400, sollte etwa an der dicksten Stelle, also in der Mitte des runden Kerns zu liegen kommen. Dadurch sind die Jahrringe

optimal sichtbar und auch eine allfällige Nachbearbeitung des Kerns ist noch möglich. Das Schleifen der Stammscheiben erfolgt analog. Die geschliffenen Proben werden auf einer Jahrringmessanlage auf 1/100 mm Genauigkeit vermessen.

Wachstumsanalysen basieren in der Regel auf der Jahrringbreite. Je nach Fragestellung und Baumart kann zusätzlich zur Jahrringbreite auch die Frühholz- bzw. die Spätholzbreite separat gemessen und ausgewertet werden. Dies ist natürlich nur möglich, wenn Früh- und Spätholz optisch auch klar unterschieden werden können, z.B. bei Kiefern, Lärchen oder Douglasien. Auf Extremstandorten oder in Extremjahren (z.B. Trockenjahre) kann es vorkommen, dass einzelne Jahrringe nur teilweise oder überhaupt nicht ausgebildet werden (RIGLING & CHERUBINI 1999; CHERUBINI *et al.* 2002). Aber auch das Gegenteil kann eintreten, wenn z.B. Trocken- oder Feuchteperioden zu Dichteschwankungen im Holz, sogenannten falschen Jahrringen, führen (RIGLING *et al.* 2002; WIMMER & STRUMIA 1998). Beide Fälle führen zu Datierungsfehlern. Mit der sogenannten Crossdating-Methode (DOUGLASS 1914) können diese fehlenden oder falschen Jahrringe eruiert und die Wachstumskurven korrigiert werden.

Wenn nur die Altersbestimmung von Interesse ist, dann genügt das einfache Auszählen der Jahrringe, um das Baumalter auf der jeweiligen Bohrhöhe festzustellen. Die Durchwuchszeit vom Boden bis auf die Bohrhöhe kann, wo möglich, durch Astquiralzählungen oder aus der Differenz zu bodennahen Bohrungen abgeschätzt werden. Aufgrund der erwähnten fehlenden oder falschen Jahrringe können bei der Altersdatierung Fehler auftreten, welche wiederum nur über die Cross-Datierung korrigiert werden können.

Je nach Fragestellung müssen biologisch-ökologisch bedingte, langfristige Schwankungen oder Wachstumstrends (z.B. Alterstrend), welche in den Jahrringabfolgen auftreten können, entfernt werden. Bei dieser Trendeliminierung (Standardisierung) wird in einem ersten Schritt eine passende Ausgleichsfunktion über die Jahrringchronologie gelegt. In einem zweiten Schritt erfolgt jährweise eine Division oder Subtraktion des Jahrringmesswertes und des Ausgleichswertes. Die Technik der Standardisierung ist komplex und die Auswahl der jeweils adäquaten Standardisierungsmethode verlangt eine grosse Erfahrung. Es wird daher an dieser Stelle nicht weiter darauf eingegangen - es sei auf die Fachliteratur verwiesen (FRITTS 2001; BRÄKER 1981; COOK & KAIRIUKTIS 1990; ESPER & GÄRTNER 2001).

Resultate und Diskussion

Entwicklungsgeschichte und Waldnutzung im Wallis

Aufgrund von Pollenanalysen (WELTEN 1982; BURGA & PERRET 1998) kann davon ausgegangen werden, dass nach dem Rückzug der Gletscher vor rund 13 000 Jahren als erste Baumarten die Birke (*Betula pendula* Roth) und die Waldföhre (*Pinus sylvestris* L.) ins Wallis vordrangen und während rund 3000 Jahren das Waldbild dominierten. Zwischen 10 000 BP und 8000 BP besiedelten verschiedene Laubbölzer wie Eichen (*Quercus spec.*), Ulmen (*Ulmus spec.*) und Linden (*Tilia spec.*) die tieferen Tallagen und konnten aufgrund ihrer Konkurrenzstärke

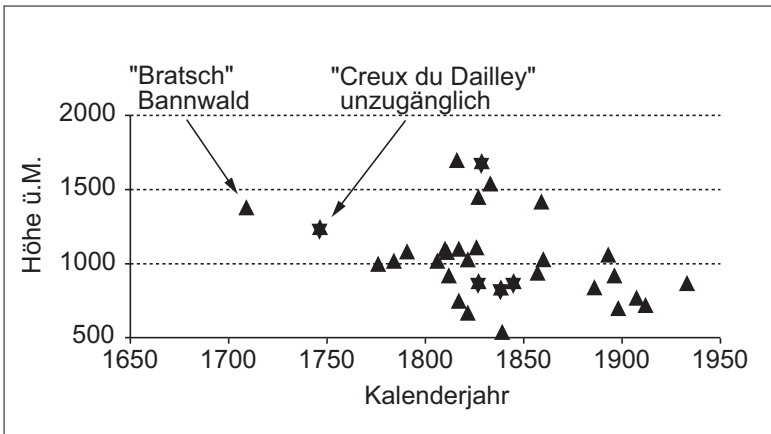


Abbildung 1: Maximalalter in 32 Waldföhrenbeständen.

Der Grossteil der Bestände stammt aus der Zeit der letzten grossen Waldverwüstungen im 19. Jahrhundert. (Sterne markieren Bestände aus KIENAST *et al.* 1987).

die Waldföhren auf die Extremstandorte verdrängen (WELTEN 1982). Etwa ab 8000 BP drangen die ersten Kulturpflanzen

nen sie sogar bis an die Waldgrenze hochsteigen (PLUMETTAZ CLOT 1988). Sie haben entsprechend ihrem vielfältigen Erscheinungsbild unterschiedliche Funktionen zu erfüllen, wie Schutz vor Erosion, Steinschlag und Lawinen, Lebensraum für eine einzigartige Flora und Fauna sowie Erholungsraum für Bevölkerung und Tourismus. Zudem sind sie ein charakteristisches Landschaftselement des Kantons.

Wiederbewaldung und Vergandung

Seit den letzten grossflächigen Waldverwüstungen im 18. und 19. Jahrhundert hat sich die Waldfläche im ganzen Alpenbogen wieder deutlich ausgedehnt. Im Kanton Wallis hat sich in der Zeit von 1882 bis 1975 die Waldfläche von 63 000 ha auf 162 000 ha erhöht, was etwa einer Verfünffachung entspricht (RITZMANN-BLICKENSTORFER 1996). Als Folge der Extensivierung der Landwirtschaft

in den vergangenen Jahrzehnten breiten sich die Wälder auch heute noch stetig aus. So hat sich im Wallis laut Schwei-

schaft in den vergangenen Jahrzehnten breiten sich die Wälder auch heute noch stetig aus. So hat sich im Wallis laut Schwei-

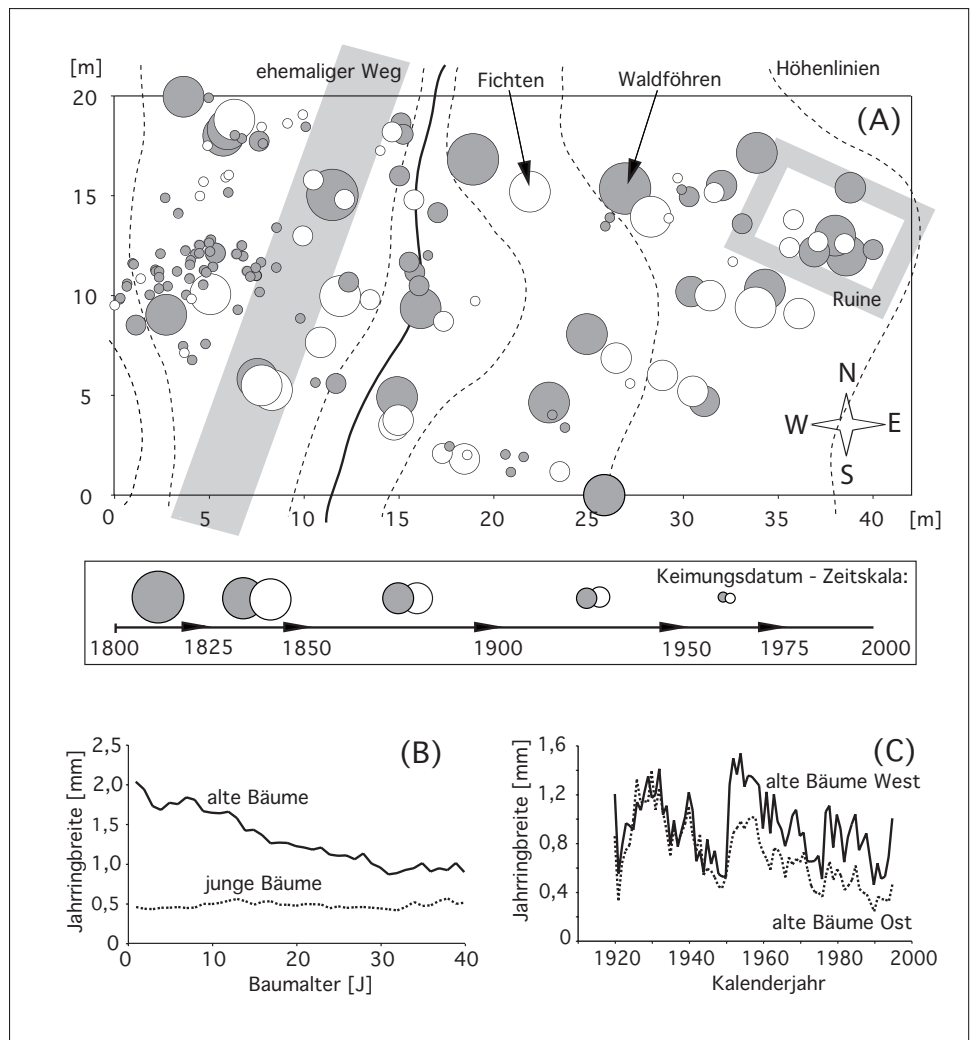


Abbildung 2: Zeitliche Dynamik einer Wiederbewaldung, Beispiel Bannwald Leuk (VAN DER MEER 2000, abgeändert):

(A) Kartierung der Einzelbäume und Zuordnung der Keimungsdaten. Die Wiederbewaldungsdynamik ist klar erkennbar.

(B) Jugendwachstum der alten und jungen Föhren. Die alten Föhren hatten in ihrer Jugend bessere Wachstumsbedingungen, was auf Aufwuchs ohne Lichtmangel (Freilandbedingungen) hindeutet.

(C) Wachstumsverlauf der alten Föhren im Bereich des Verjüngungskegels (West) und derjenigen im Osten der Fläche. Der Durchmesseranstieg nach 1950 der Föhren im Bereich des Verjüngungskegels deutet auf abrupt bessere Wachstumsbedingungen, wahrscheinlich aufgrund des Ausfalls der direkten Konkurrenten, hin.

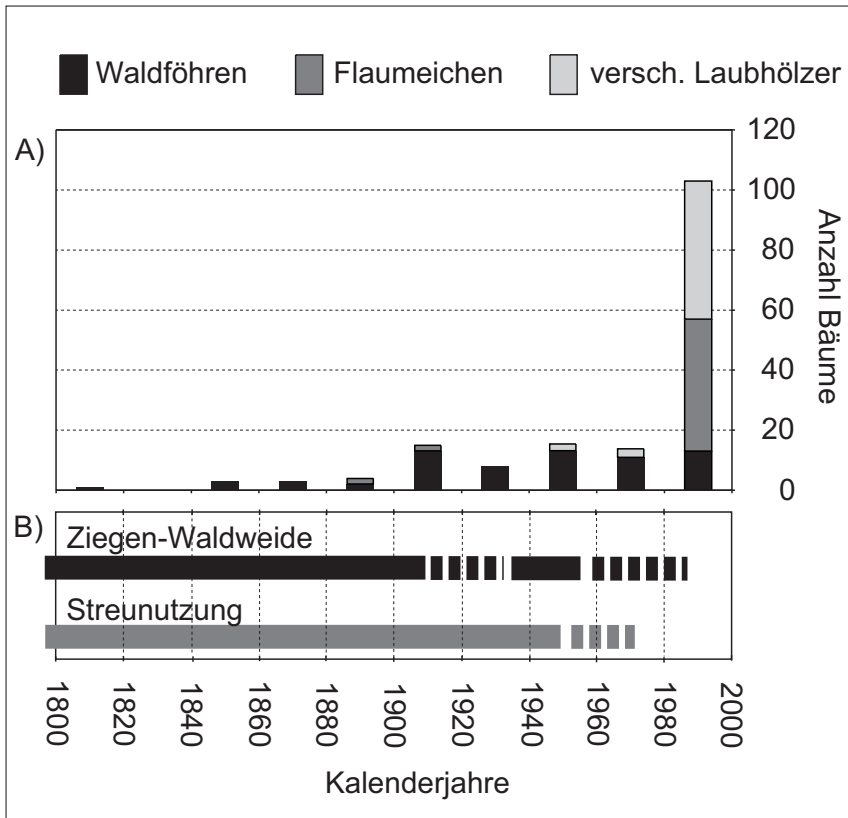


Abbildung 3: Altersstruktur A) und Waldnutzung B) im Telwald bei Stalden (Lock et al. 2003, abgeändert).

In den letzten 20 Jahren hat sich vermehrt Laubholz angesiedelt, was in Zusammenhang mit der veränderten Waldnutzung stehen dürfte. (Zu B: gestrichelte Balken markieren eine unsichere Datierung.)

zerischem Landesforstinventar zwischen 1983 und 1993 die Waldfläche nochmals um 4,9% erhöht, unterhalb 1000 m ü.M., im potenziellen Föhrenwaldgebiet, um etwa 7,5% und in höheren Lagen um 4,2 bis 4,7% (WSL 2003). Solche Wiederbewaldungsprozesse verändern eine Landschaft nachhaltig, nicht nur indem offene Landflächen durch Wälder ersetzt werden, sondern weil auch neue, landschaftsbestimmende Prozesse in den Wäldern auftreten. So kommt es nach Etablierung neuer Waldgebiete, im Zuge stetig zunehmender Bestandeskonkurrenz, zu Absterbeprozessen, welche in gleichaltrigen, gleichförmig strukturierten und grossflächigen Waldgebieten, wie dem Walliser Föhrenwald, Ausmasse erreichen, die phasenweise landschaftsbestimmend sein können.

Am Beispiel des Bannwalds, einem Föhrenwald oberhalb der Gemeinde Leuk, wurden die Wiederbewaldungs- und Sukzessionsprozesse anhand dendroökologischer Methoden rekonstruiert (VAN DER MEER 2000). Auf einer Fläche von 20x40 m wurden sämtliche Bäume eingemessen und beprobt. Da im Untersuchungsbestand noch Mauerreste einer Ruine, wahrscheinlich eines ehemaligen Stalls, sowie das Trasse eines Wegs sichtbar waren, konnte davon ausgegangen werden, dass es sich wahrscheinlich um eine eingewachsene Weidefläche handelte. Aufgrund der Altersanalysen der Föhren und der einzelnen eingesprengten Fichten (*Picea abies*

(L.) H. Karst.) kann die Wiederbesiedlung folgendermassen rekonstruiert werden (Abbildung 2 (A)): Der älteste Baum auf der Fläche, eine Föhre, hat ein Keimungsdatum von 1805 und wächst mitten auf dem ehemaligen Weg. Zwei weitere Föhren stammen ebenfalls aus dieser Zeit. 23 Bäume, Föhren und erste Fichten, sind zwischen 1825 und 1850 angesamt, zwei davon innerhalb des Gemäuers der Ruine. Unter Berücksichtigung der Zerfallsdauer des Dachs kann davon ausgegangen werden, dass die ursprüngliche Bewirtschaftung zwischen 1805 und 1850 eingestellt oder zumindest extensiviert wurde. Zwischen 1850 und 1950 haben sich neben einigen Föhren hauptsächlich Fichten angesiedelt. In der Zeit zwischen 1950 und 1975 ist im westlichen Teil in einer kleineren Bestandesöffnung ein Verjüngungsschub, hauptsächlich von Föhren, eingetreten. Der Vergleich des Jugendwachstums dieser jungen Bäume, welche im Halbschatten unter Schirm des Altbestandes aufwuchsen, mit demjenigen der alten Bäume auf der Fläche zeigt, dass die alten Bäume seinerzeit deutlich bessere Anwuchsbedingungen vorfanden (Abbildung 2 (B)), was auf eine Ansammlung mit Freilandbedingungen hindeutet. Mit zunehmender Bestandesentwicklung erhöhte sich auch die Bestandeskonkurrenz und das Jugendwachstum der alten Bäume reduzierte sich kontinuierlich. Die Frage, wieso sich nach 1950

hauptsächlich im westlichen Teil der Fläche Verjüngung einstellte, während sich im östlichen Teil nur einzelne Bäume ansamten, kann anhand eines Wachstumsvergleichs der umgebenden alten Bäume diskutiert werden (Abbildung 2 (C)). Vor 1949 ist das Wachstum auf der ganzen Fläche vergleichbar, die

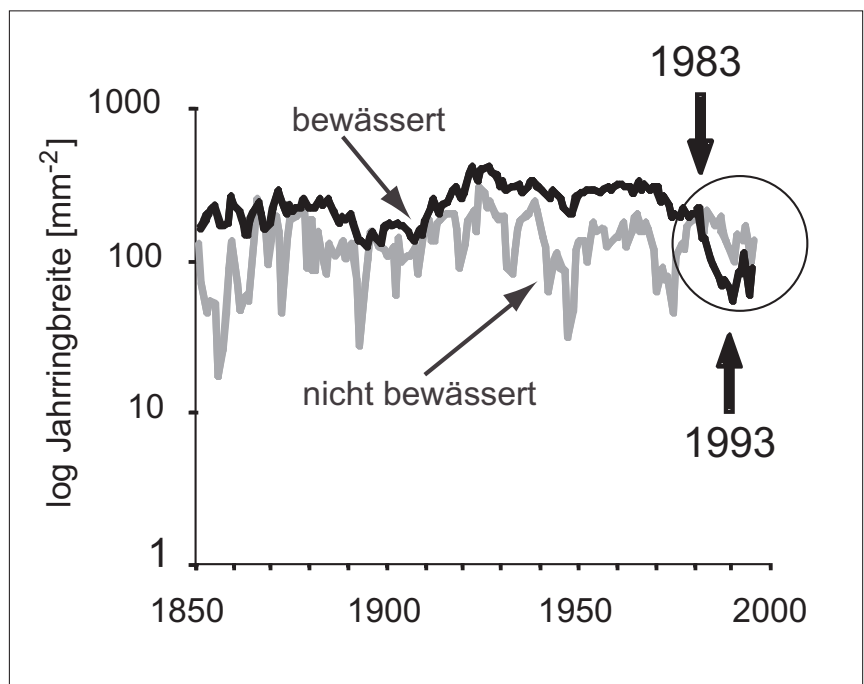


Abbildung 4: Einfluss der Bewässerung auf das Jahrringwachstum (RIGLING et al. 2003, abgeändert).

Die Aufgabe der Bewässerung im Jahr 1983 bewirkt einen Wachstumszusammenbruch der vormals bewässerten Föhren. Ab 1993 scheint sich das Wachstum wieder zu normalisieren.

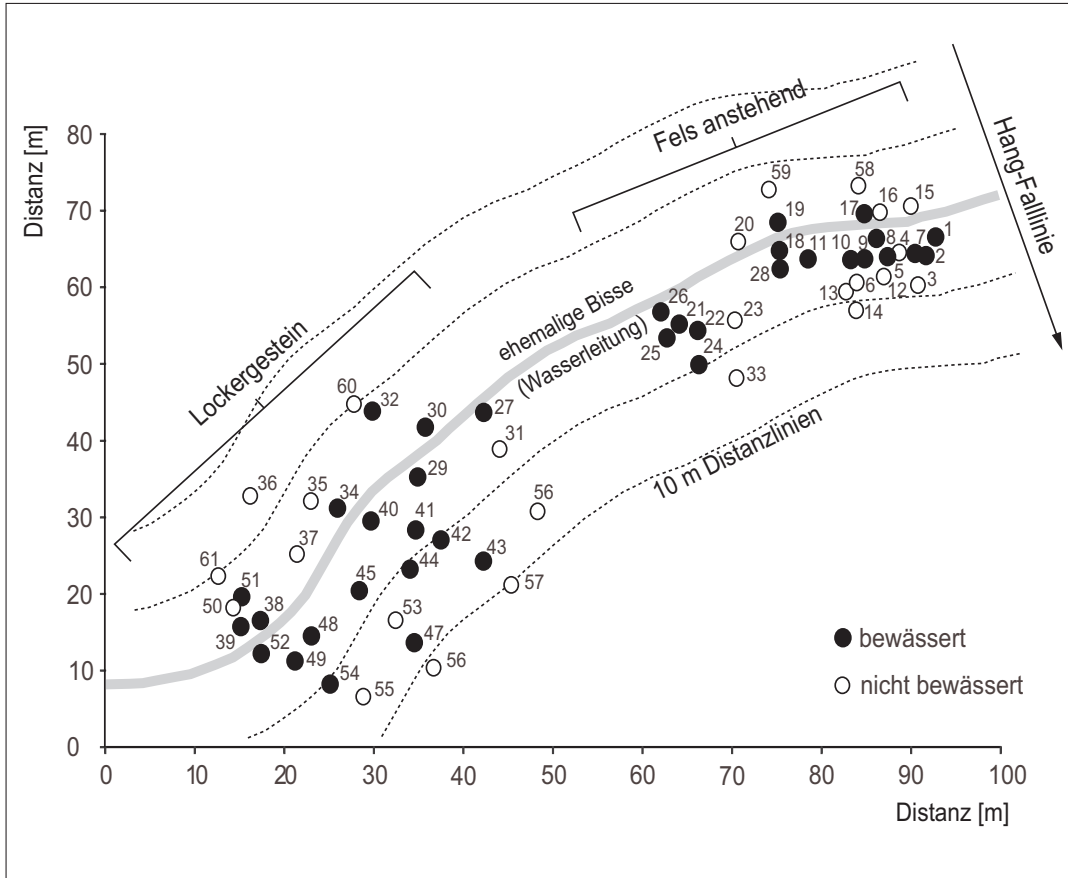


Abbildung 5: Räumlicher Bewässerungseinfluss der ehemaligen Bisse in Lens (BRÜHLHART 1999, abgeändert).

Die Kartierung der räumlichen Ausdehnung des Wachstumsumbruchs der Föhren (siehe Abbildung 4) erlaubt eine Abschätzung des ehemaligen Bewässerungseinflusses.

Wachstumskurven liegen aufeinander. Nach 1950 zeigen die Bäume im Bereich des Verjüngungskegels im Westen der Fläche ein abrupt erhöhtes Durchmesserwachstum, was auf den Abgang eines oder mehrerer Konkurrenten aus der Oberschicht zurückzuführen ist. Eine plausible Erklärung sind die extremen Trockenperioden in den 1940er Jahren, welche im Wallis teils zu massiven Absterbeprozessen geführt hatten (KIENAST *et al.* 1981; KONTIC *et al.* 1986). Das Absterben dieser Bäume leitete die Verjüngung durch Waldföhren ein und führte zu erhöhtem Wachstum der überlebenden Nachbarbäume.

Bei ungestörter Bestandesentwicklung dürfte sich in diesem Beispiel die diffus vorhandene, schattentolerante Fichtenverjüngung in die Oberschicht emporarbeiten und dort aufgrund ihrer grösseren Oberhöhe die Föhren zunehmend bedrängen und langfristig schliesslich ablösen. Bei abrupter Öffnung der Oberschicht, z.B. durch Absterbeprozesse, Sturm oder Durchforstung, dürfte sich jedoch die Föhre wieder grossflächig ansamen. Zusammen mit den vorhandenen Fichten würde sich dann ein Föhren-Fichten-Mischbestand einstellen.

Nutzungsänderung

Aber auch an den tiefergelegenen, steilen Talflanken unterhalb etwa 1500 m ü.M., scheint seit etwa Mitte des 20. Jahrhunderts die dominante Stellung der Waldföhre rückläufig zu sein – verschiedene Laubholzarten und Sträucher sind auf dem Vormarsch, während die Waldföhre zunehmend unter Druck gerät. CHRIST (1920) berichtet von ausgedehnten Waldföhrenwäldern in der Region Visp zu Beginn des 20. Jahrhunderts. Die Flaumeiche (*Quercus pubescens* Willd.) sei damals nur in Form von ein paar Büschen oberhalb Visp vorhanden gewesen, ansonsten sei, vor allem in der Gegend von Stalden, nur die Birke von erwähnenswerter Bedeutung. Auch die Vegetationskartierung von SCHMID (1936) weist für

die 1930er Jahre in der Region Visp lediglich zwei isolierte, kleinflächige Flaumeichenbestände nach. Gegen Ende der 1970er Jahre scheint sich die Situation aber grundlegend geändert zu haben, denn SCHERRER *et al.* (1981) zeigen, dass in einem 420 ha grossen Testgebiet zwischen dem Talboden (650 m ü.M.) und 1100 m ü.M., in der unmittelbaren Umgebung von Visp rund die Hälfte der Waldfläche mittlerweile einen Laubholzanteil von >50% aufweist. RIGLING & CHERUBINI (1999) berichten, dass in höheren Lagen, oberhalb von 1100 m ü.M. zunehmend Weisstannen (*Abies alba* Mill.) und Fichten in die Waldföhrenbestände eindringen. Neueste Untersuchungen von LOCK *et al.* (2003) zeigen für den Teilwald bei Stalden, dass die Verjüngung in diesen Waldföhrenbeständen heute hauptsächlich aus Laubbäumen wie Flaumeichen und Birken besteht (Abbildung 3). Diese Ablöseprozesse von der Waldföhre in Richtung Laubholz sind aber nicht nur auf die Region Visp beschränkt. HADORN (2002; KIENAST *et al.* 2004) wiederholte 128 bis zu 70 Jahre alte Vegetationsaufnahmen aus verschiedenen Regionen des Wallis. Er stellte in 30% der Aufnahmen eine signifikante Verschiebung von Waldföhre nach Flaumeiche fest. Diese Resultate werden auch durch die Aufnahmen des Schweizerischen Landesforstinventars bestätigt, welche im «Föhren-gürtel» (Talboden bis 1500 m ü.M.) zwischen 1983 und 1993 eine Stammzahlerhöhung bei Flaumeichen (+30%), Birken (+27%) und Weisstannen (+14%) nachweisen. In der gleichen Zeitperiode haben die Waldföhren um 6% abgenommen (WSL 2001).

Im Fall von Stalden (Abbildung 3) gehen LOCK *et al.* (2003) davon aus, dass die Aufgabe der Waldweide durch Schafe und Ziegen zwischen 1950 und 1980 als Auslöser des Baumartenwechsels anzuschauen sind. Schafe und Ziegen fressen vorzugsweise Laubbäume und Sträucher ab, was bei langandauernder Beweidung zu einer Entmischung der Wälder zu Gunsten der Waldföhre führen kann. Das Ausbleiben der Beweidung ermöglicht eine Wiederansiedlung der sensitiven

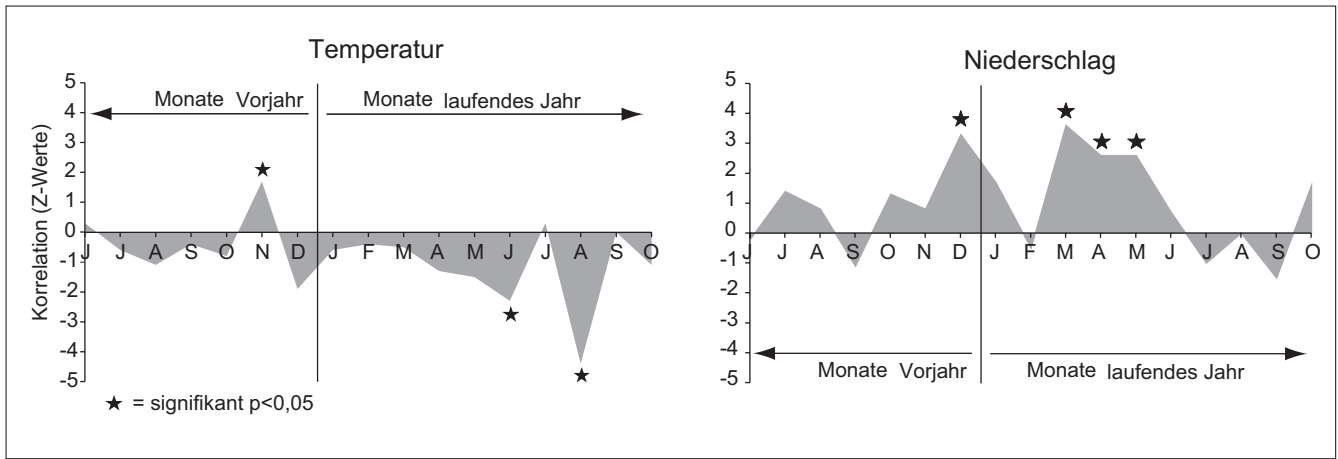


Abbildung 6: Klima-Wachstumsbeziehungen von Waldföhren auf einem Trockenstandort bei Varen (RIGLING *et al.* 2003, abgeändert).

Korrelationskoeffizienten zwischen der Jahrringbreite und monatlichen Temperaturdurchschnittswerten und Niederschlagssummen. Feuchtkühle Witterung im Frühling und Sommer begünstigen das Jahrringwachstum.

Arten. Da die Ziegenbestände im ganzen Wallis ab 1950 von etwa 30 000 Stück auf rund 6000 Stück Vieh reduziert wurden (RITZMANN-BLICKENSTORFER 1996), dürfte diese Veränderung der Waldnutzung auch in Zusammenhang mit den grossflächigen Baumartenverschiebungen im ganzen Kanton stehen.

Weitergehende Untersuchungen werden zeigen, auf welchen Standorten die Baumartenablösung stattfindet, wie sich das Wachstum und die Konkurrenzsituation in Waldföhrenbeständen mit zunehmendem Laubholzanteil verändert und ob das vielerorts zu beobachtende Absterben der Waldföhren damit im Zusammenhang steht.

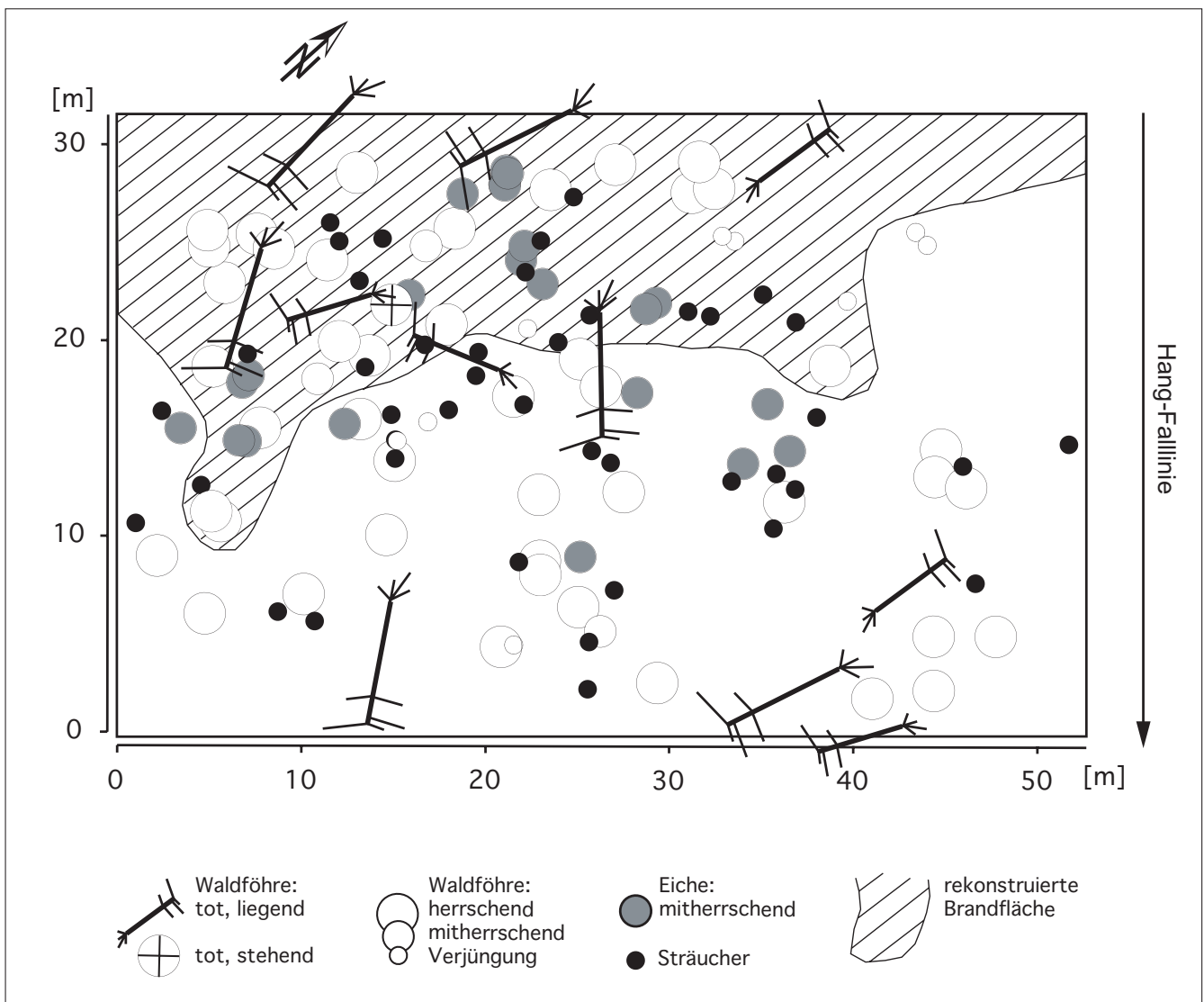


Abbildung 7: Rekonstruktion der Waldbrandfläche bei Getwing.

Metergenaue Rekonstruktion der Brandfläche aufgrund von Strauchalter und Brandverletzungen.

Bewässerung

Im Wallis, aber auch in anderen zentralalpinen Trockentälern wie dem Aostatal und dem Südtirol (beide Italien) sowie der Maurienne (Frankreich), haben Bewässerungssysteme für landwirtschaftliche Zwecke eine lange Tradition (CROOK 2001). Um die regelmässig auftretenden, sommerlichen Trockenperioden zu überbrücken, musste jeweils auf künstliche Bewässerung zurückgegriffen werden. Im Fall des Wallis berichten Dokumente aus dem 13. Jahrhundert erstmals von Wasserleitungen, sogenannten Bissen oder Suonen, welche zur Ertragssteigerung des Kulturlandes geschaffen wurden. Je nach Baugrund weisen diese Wasserleitungen aber beträchtliche Wasserverluste auf. Im Fall der Grande Bisse von Lens betrug der Wasserverlust 1975 auf einer Strecke von 3 km Länge 80 Liter pro Sekunde, was rund 27% der Gesamtwassermenge entsprach (BRÜHLHART 1999). Diese Wasserverluste führen zu einer indirekten Bewässerung der Wälder, welche in unmittelbarer Nähe der Leitungen stocken (BRÜHLHART 1999; CROOK & JONES 1999; RIGLING *et al.* 2003).

Im Zuge des technischen Fortschritts im 20. Jahrhundert wurden vermehrt moderne, leistungsfähige Pumpensysteme eingesetzt und die im Unterhalt aufwendigen, teils wenig effizienten offenen Bissen wurden zunehmend in Tunnels oder Rohre verlegt (BRATT 1995; CROOK & JONES 1999). Während anfangs des 20. Jahrhunderts (1924) noch Bissen mit einer Gesamtlänge von gegen 2000 km in Betrieb waren, zählte man 1992 nur noch etwa 1750 km (REYNARD 1995). Die Stilllegung der Bissen führte bei der begleitenden Vegetation zu einer abrupten Veränderung des Wasser- und Nährstoffangebots – die ehemals passiv bewässerten Bäume wurden schlagartig den inneralpinen, trockenen Klimaverhältnissen ausgesetzt. Am Beispiel der Grande Bisse von Lens, welche im Jahr 1450 erbaut wurde und während mehr als 500 Jahren als Wasserleitung funktionierte, bevor sie 1983 in einen Tunnel umgeleitet wurde, konnte die räumliche Ausdehnung der Bewässerung und ihr Einfluss auf das Baumwachstum untersucht werden (BRÜHLHART 1999; RIGLING *et al.* 2003). Waldföhren, welche entlang der Bisse wuchsen und Teile ihres Wurzelwerks sichtbar bis in die Wasserleitung erstreckten, galten als bewässert und zeigten im Vergleich zu den nicht bewässerten Föhren der Kontrollgruppe, welche rund 30 m oberhalb der Bisse wuchsen, ein ausgeglichenes (komplazentes) und deutlich erhöhtes Durchmesserwachstum (Abbildung 4). Nach dem Bewässerungsabbruch im Jahr 1983 brach das Durchmesserwachstum der ehemals bewässerten Föhren zusammen und stabilisierte sich auf einem Niveau unterhalb desjenigen der Kontrollgruppe. Im Gegensatz zu den Waldföhren, welche grösstenteils überlebten, konnten sich Pappeln (*Populus tremula* L.) nicht an die veränderten Wachstumsbedingungen anpassen und starben ab. Die räumliche Analyse des Durchmesserwachstums ergab (Abbildung 5), dass selbst Waldföhren, welche bis zu 9 m oberhalb der Wasserleitung wuchsen, noch eine Wachstumsreaktion zeigten. Da in diesen sandigen, skelettreichen Böden kein kapillarer Aufstieg von Wasser möglich ist, kann davon ausgegangen werden, dass die Wurzeln dieser Bäume hinunter bis in die Wasserleitung reichten.

Obwohl die Waldföhren mehrheitlich überlebten, kann erhöhter Trockenstress die Bäume schwächen und ihre Anfälligkeit gegenüber Insektenkalamitäten und Baumkrankheiten erhöhen (SCHOENEWEISS 1978; PAINE *et al.* 1997).

Klima und Baumwachstum

Das Wallis ist neben dem Briançonnais (Frankreich), dem Aostatal und dem Vinschgau (beide Italien) das wohl extremste

inneralpine Trockental der Alpen (BRAUN-BLANQUET 1961; OZENDA 1988). Der trocken-subkontinentale Klimacharakter des Wallis ist Folge der orographischen Abgeschlossenheit und der grossen Massenerhebung (LINGG 1986). Das Zentralwallis zwischen Sion und Visp mit jährlichen Niederschlägen um 600 mm gilt als trockenste Region der Schweiz. Das inneralpine Klima äussert sich, neben der Niederschlagsarmut, auch in einer erhöhten Wärmegunst, was sich z.B. in einer Jahresmitteltemperatur von 9,5 °C für Sion zeigt. Neueste Untersuchungen von REBETZ & DOBBERTIN (2004) zeigen, dass sich das ohnehin schon warme Klima zusehends stärker erwärmt. In Sion und Visp hat sich in den letzten 20 Jahren die Anzahl warmer Tage, mit Temperaturmittel >20 °C, mehr als verdoppelt. Dies dürfte über eine Erhöhung der Evapotranspiration den Trockenstress für Pflanzen noch zusätzlich erhöhen.

Die Klimaabhängigkeit des Baumwachstums kann z.B. über Korrelationsberechnungen zwischen Jahrringen und Klimaparametern abgeschätzt werden. Verschiedene dendroökologische Untersuchungen (z.B. KIENAST *et al.* 1987; RIGLING *et al.* 2002, 2003) zeigen, dass auf Walliser Trockenstandorten hauptsächlich hohe Niederschläge zu Beginn der Vegetationsperiode (März bis Mai) sowie kühle Temperaturen im Sommer (Juni bis August) das Jahrringwachstum stimulieren können (Abbildung 6), oder anders formuliert: trocken-heisse Sommer wirken auf diesen Standorten wachstumslimitierend. BIGLER (2003) konnte zeigen, dass mehrere aufeinanderfolgende Trockenjahre den negativen Effekt auf das Baumwachstum wesentlich verstärken. So führten die Trockenperioden in den 1940er und 1970er Jahren zu teils massiven Absterbeprozessen in den Föhrenwäldern (KONTIC *et al.* 1986; KIENAST *et al.* 1981).

Unter der Annahme, dass eine weitergehende Erwärmung auch zu einer Erhöhung der Trockenheit führt, kann davon ausgegangen werden, dass das Pflanzenwachstum auf Trockenstandorten in Zukunft noch wesentlich erschwert werden dürfte.

Waldbrand

Es ist davon auszugehen, dass die zunehmende Erwärmung auch die Waldbrandhäufigkeit im Wallis erhöhen wird – die Jahrhunderttrockenheit 2003 hat im grossen Waldbrand von Leuk, welcher innert weniger Tage 450 ha Schutzwald zerstörte, ihre deutlichen Spuren hinterlassen (FAUCHÈRE 2003). Laut Waldbrandstatistik (BOCHATAY & MOULIN 2000) sind in der verhältnismässig niederschlagsreichen, kühlen Periode von 1978 bis 1988 im ganzen Wallis lediglich fünf Feuer pro Jahr registriert worden. In der Periode von 1989 bis 1998, mit mehrheitlich trockenen, warmen Jahren, waren es hingegen durchschnittlich 20 Feuer pro Jahr. 55% der Waldbrände traten in Südexposition auf (S, SO, SW). Während die Waldföhrenwälder nur etwa 10% der Gesamtwaldfläche im Kanton ausmachen, sind hingegen rund 30% aller Feuer in Waldföhrenbeständen ausgebrochen. Dies verdeutlicht, dass Waldbrände ein wichtiges Element in der Sukzessionsdynamik der Walliser Waldföhrenwälder sind. Die Wirkung der Brände kann sehr unterschiedlich sein und reicht von totaler Zerstörung des Bestandes bis hin zu nur teilweiser Zerstörung von Bodenvegetation und Verjüngung. Föhren spielen aber nicht nur im Wallis, sondern auch in weiteren Trockenregionen mit hoher Waldbrandfrequenz oft eine wichtige Rolle, da sie als Pionierbaumart in der Lage sind, innert kürzester Zeit Brandflächen wieder zu besiedeln (SWETNAM 1993; CALVO *et al.* 2003).

In den vergangenen 20 Jahren war das Jahr 1990 das Jahr mit den meisten Waldbränden (48) im Wallis. Einer dieser Brände brach am 29.3.1990 bei Getwing, auf Gemeindegebiet von Leuk und Erschmatt, aus. 26 ha Föhren-Flaumeichenwald

waren betroffen. 1997, also sieben Jahre nach dem Waldbrand, wurde im Bereich der Waldbrandgrenze eine dendroökologische Auswertung vorgenommen (Abbildungen 7 und 8). Auf einer Fläche von ca. 30x50 m wurden sämtliche Bäume (n=79) sowie eine Auswahl an Sträuchern (n=41) eingemessen, kartiert und beprobt.

Die üppige, meist flächig vorhandene Strauchschicht und die Baumverjüngung wurden auf der Untersuchungsfläche durch das Feuer gänzlich vernichtet. Mittels Kartierung der Stammverbrennungen und dem Alter der Sträucher konnte der Waldbrandverlauf eindeutig rekonstruiert werden. 35% der herrschenden und mitherrschenden Waldföhren sind als direkte Folge des Feuers abgestorben. Unmittelbar daneben, in der Kontaktzone zur Waldbrandfläche, sind ebenfalls noch etwa 16% abgestorben. Die Absterbeursache dieser nicht vom Waldbrand tangierten Bäume dürfte mit hoher Wahrscheinlichkeit auf Insektenbefall zurückzuführen sein. Verschiedenste Untersuchungen (z.B. BEBI *et al.* 2003) zeigen, dass vom Feuer geschwächte Bäume anfälliger gegenüber Insektenbefall sind und dadurch im Randbereich von Waldbränden vermehrt Insektenkalamitäten auftreten können.

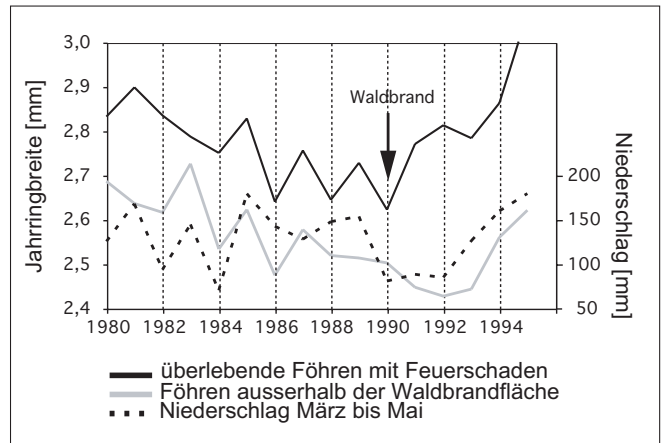


Abbildung 8: Wachstumsreaktion der Waldföhren nach dem Waldbrand.

Die überlebenden Waldföhren zeigen nach dem Waldbrand (1990) während zwei Jahren ein erhöhtes Durchmesserwachstum, was hauptsächlich auf reduzierte Wurzelkonkurrenz und allenfalls Aschedüngung zurückzuführen ist.

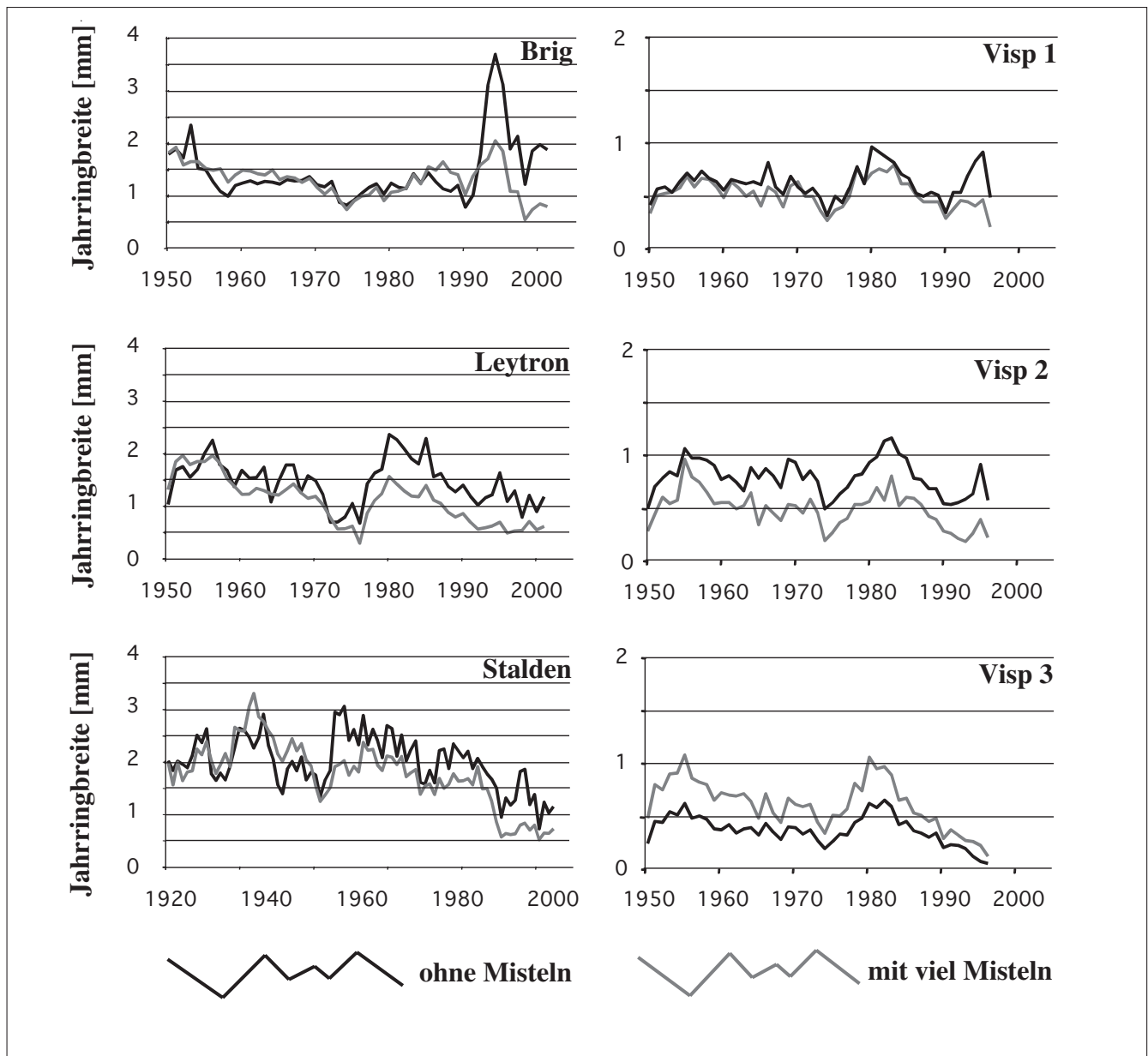


Abbildung 9: Wachstumsbeeinflussung durch Misteln.

In vier der sechs Untersuchungsbestände weisen Föhren mit Mistelbefall während der letzten Jahre reduziertes Durchmesserwachstum auf (Brig, Leytron, Stalden, Visp1). In den beiden übrigen Beständen ist das Bild unklar (Visp2) oder gar gegenteilig (Visp3).

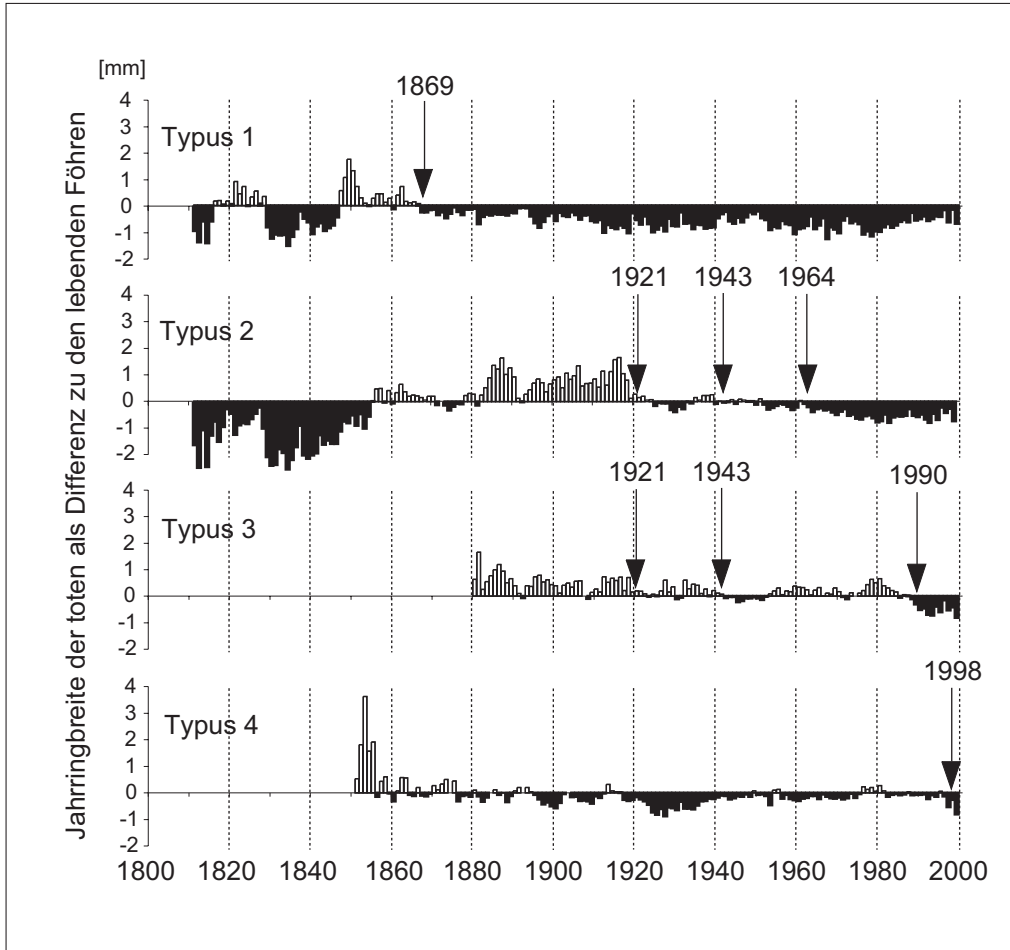


Abbildung 10: Absterbetypen im Telwald bei Stalden – Retrospektive Analyse des Jahringwachstums der toten Föhren im Vergleich zu den noch lebenden Föhren (Referenz) (Lock et al. 2003, abgeändert).

(weisse Balken = überdurchschnittliches Wachstum; schwarze Balken = unterdurchschnittliches Wachstum; Pfeile markieren Trockenjahre)

Wachstumsanalysen zeigten, dass die überlebenden Föhren die ersten zwei Jahre nach dem Brand (1991, 1992) ein deutlich erhöhtes Jahringwachstum aufwiesen, währenddem die nicht vom Feuer tangierten Föhren entsprechend den Niederschlagsverhältnissen eher bescheiden wuchsen (Abbildung 8). Diese Wachstumserhöhung dürfte in erster Linie mit der vorübergehend besseren Wasserversorgung als Folge der reduzierten Wurzelkonkurrenz aufgrund der flächig verbrannten Strauch- und Krautschicht und einzelner abgestorbener Bäume zu erklären sein. Die verbesserte Nährstoffsituation infolge Aschezufuhr dürfte sich ebenfalls positiv auf das Wachstum ausgewirkt haben.

Die Flaumeichen überstanden den Waldbrand dank ihrer Fähigkeit, Stockausschläge zu bilden, problemlos. Da die Wurzeln vom Feuer meist nicht verletzt wurden, konnten einzelne verbrannte Stämme und Triebe umgehend wieder ersetzt werden. Trotz dieser Fähigkeit der Flaumeiche, Brände zu überstehen, kann davon ausgegangen werden, dass vor allem nach zerstörerischen Kronenfeuern, welche 38% der Waldbrände im Wallis ausmachen (BOCHATAY & MOULIN 2000), hauptsächlich die Waldföhre als Erstbesiedlerin von Brandflächen profitieren kann.

Misteln

Die Föhrenmistel (*Viscum album* L.) ist ein sogenannter Halbschmarotzer. Die Verbreitung erfolgt hauptsächlich über die Misteldrossel (*Turdus viscivorus*) (TUBEUF 1923). Die Mistel entnimmt dem Wirtsbaum über ihre Senkerwurzeln, den sogenannten Haustorien, Wasser und teilweise auch Nährstoffe (FISCHER 1983). Die Photosynthese ihrer eigenen Blätter deckt den grössten Teil der benötigten Kohlenhydrate ab. Für den Baum entsteht durch die Mistel also vor allem ein zusätzlicher

Wasserverbrauch, den zu decken hauptsächlich während Trockenperioden, wo das Wasser ohnehin knapp ist, zu einer Erhöhung des Trockenstresses führt. FISCHER (1983) und SCHULZE et al. (1984) konnten zeigen, dass in Trockenperioden, wenn die Föhre zur Reduktion der Evapotranspiration ihre Spaltöffnungen schliesst, die Mistel hingegen ihre Spaltöffnungen noch länger offen behält, was abermals den Trockenstress des Wirtsbaums erhöht.

Die Mistel ist in den Walliser Waldföhrenwäldern stark verbreitet. In der Region Visp, Brig und Salgesch sind bestandesweise bis zu 90% aller Föhren mit Misteln befallen (Dobbertin, unpublizierte Daten). Die Mistel kommt heute hauptsächlich in den tieferen Lagen, flächenhaft bis etwa 1250 m ü.M., einzelne Exemplare bis 1500 m ü.M., vor (HILKER 2004). DOBBERTIN (1999) konnte zeigen, dass von Misteln befallene Föhren bei Visp nach dem Trockenjahr 1998 signifikant häufiger abstarben. Als wärmeliebende Art (IVERSEN 1944) wird sie von einer Klimaerwärmung profitieren können. Ihr Verbreitungsgebiet dürfte sich in höher gelegene Gebiete ausdehnen (HILKER 2004), mit voraussichtlich negativem Einfluss auf die Waldföhrenvitalität.

Dendroökologische Untersuchungen sind nur bedingt geeignet, einen Einfluss der Mistel auf das Baumwachstum nachzuweisen (RIGLING & CHERUBINI 1999), da die Wirkung auf das Jahringwachstum von anderen, stärker beeinflussenden Faktoren wie Klima, Konkurrenz, Insekten oder Phytopathogenen überlagert werden kann. Wie in Abbildung 9 ersichtlich, weisen in nur vier der sechs Untersuchungsbestände die mit Misteln besetzten Föhren in den letzten Jahren deutlich geringeres Durchmesserwachstum auf (Brig, Leytron, Stalden, Visp1). Ob der Beginn des Wachstumsabfalls mit dem Infektionszeitpunkt durch die Mistel zusammenhängt, kann nicht beantwortet werden. Die teils widersprüchlichen Ergebnisse

anderer Untersuchungen bestätigen die Schwierigkeit des dendroökologischen Nachweises (z.B. KONTIC *et al.* 1986; REIMER 1998; NÖTZLI 1998).

Insekten und Pilze

Insekten beeinflussen zurzeit das Baumwachstum und die Mortalität der Waldföhrenbestände im Wallis stark. NIERHAUS & FORSTER (2000) diskutieren eine ganze Reihe von Insekten, welche, je nach Befallsintensität, einen negativen Einfluss auf das Wachstum haben oder sogar zum Absterben der Waldföhren führen können. Nach Einschätzung des Walliser Forstdienstes haben Schäden, verursacht durch Brut- und Reifungsfrass von Insekten in den letzten Jahren stark zugenommen, was zu vermehrten phytosanitären Zwangsnutzungen führte: Im Jahr 2000 z.B. wurden im ganzen Kanton rund 6000 m³ Waldföhren zwangsgenutzt (Brigger, persönliche Mitteilung) – die betroffenen Föhren waren meist von einem oder mehreren der potenziellen Schadinsekten befallen. Es kann davon ausgegangen werden, dass diese Insektenschäden die Spätfolgen der vorangegangenen Trockenjahre 1996 und 1998 waren, denn einerseits schwächt Trockenheit die Bäume und macht sie anfälliger gegenüber Insekten (z.B. PAGE 1981; BERRYMAN 1982) und andererseits begünstigt trockenwarme Witterung deren Vermehrung (z.B. BALE *et al.* 2002).

LOCK *et al.* (2003) haben im Telwald bei Stalden, wo in den Trockenjahren 1996 und 1998 massiver Insektenbefall auftrat und die Waldföhren teils flächig abstarben, die Absterbeprozesse mittels dendroökologischer Methoden retrospektiv analysiert. Sie verglichen abgestorbene (n=20) mit noch lebenden Waldföhren (n=19) und konnten aufgrund des Wachstumsverlaufs vier Absterbetypen definieren (*Abbildung 10*):

Der Absterbetyp 1 bestand mehrheitlich aus beherrschten Föhren, welche schon seit Jahrzehnten, voraussichtlich aufgrund von zunehmender Bestandeskonkurrenz, ein unterdurchschnittliches Wachstum aufwiesen. Die Waldföhren des Typ 2 zeigten in der ersten Lebenshälfte sowohl unter- als auch überdurchschnittliche Wachstumsphasen. Erst nach den Trockenjahren 1921, 1943 und 1964 stellte sich eine deutliche Wachstumsreduktion ein, von welcher sie sich nicht mehr erholten. Die Föhren des Typ 3 zeigten ein mehrheitlich überdurchschnittliches Wachstum. Erst etwa zehn Jahre vor dem Absterben, nach dem Trockenjahr 1990, brach das Wachstum ein. Ein vergleichbarer Wachstumsabfall wurde von RIGLING & CHERUBINI (1999) in den Föhrenwäldern bei Visp beschrieben und auf intensiven Reifungsfrass durch Waldgärtner (*Tomicus minor* und *T. blastophagus*) zurückgeführt. Das Wachstum der Föhren bei Absterbetyp 4 war während der 1930er Jahre unterdurchschnittlich, sonst aber grösstenteils knapp durchschnittlich. Erst zwei Jahre vor dem Absterben zeigte sich eine Wachstumsreduktion, von welcher sie sich nicht mehr erholten. Dieser Absterbevorgang dürfte durch die Trockenheit 1996 ausgelöst und durch den darauf folgenden, starken Insektenbrutfrass am Stamm abgeschlossen worden sein.

Der grösste Teil der Föhren wies in der letzten Phase des Absterbens offensichtlich starken Insektenbefall auf. Zurückliegende Trockenperioden sowie eine Zunahme der Bestandeskonkurrenz scheinen aber die Föhren vorgängig geschwächt, den Absterbeprozess ausgelöst oder zumindest entscheidend mitbeeinflusst zu haben.

Ob die beobachtete Zunahme von Insektenbefall bereits in Zusammenhang mit der Erwärmung des Walliser Klimas steht, kann nicht ausgeschlossen werden. Leider fehlen zurzeit noch gesicherte, lange Zeitreihen über Insektenpopulationsdichten, Insektenkalamitäten und damit verbundene Zwangsnutzungen, welche Rückschlüsse auf die langfristige Befallsentwicklung und die aktuelle Befallsituation erlauben würden.

Der Einfluss von Phytopathogenen auf die Bestandes- und Absterbedynamik der Walliser Waldföhrenwälder ist nicht klar. Zwar konnte verschiedentlich lokales Auftreten von Triebsterben (*Cenangium ferruginosum*) beobachtet werden (ENGESSER 1999), doch sind flächige Befälle wie sie in Ost-Österreich (CECH & KREHAN 1991) wiederholt beschrieben wurden, bis anhin nicht aufgetreten. Ebenfalls Hallimasch (*Armillaria spec.*) und Wurzelschwamm (*Heterobasidion annosum*), welche an Waldföhren in Niederösterreich (TOMICZEK 1982) sowie in den Bergföhrenbeständen des Schweizerischen Nationalparks zu flächigem Absterben führen können (CHERUBINI *et al.* 2002), spielen bis heute in den Walliser Waldföhrenwäldern keine bedeutende Rolle (D. Rigling unpubl. Daten). Ob weitere Pilze, z.B. aus verschiedenen Gattungen der Bläuepilze (*Ophiostoma*, *Ceratocystis*, *Leptographium*), Wurzelkrankheiten wie *Phytophthora spec.* oder mikroskopisch kleine Fadenwürmer (Nematoden) der Gattung *Bursaphelenchus*, eine Rolle in der Absterbedynamik der Waldföhrenwälder spielen, ist Gegenstand laufender Untersuchungen.

Schlussfolgerungen

Dendroökologische Methoden sind sehr geeignet, um wald-dynamische Prozesse zu erfassen und zu rekonstruieren. Die Kombination verschiedener dendroökologischer Ansätze erlaubt unterschiedlichste Fragestellungen zu beantworten:

- Die Erfassung der Altersverteilungen (*Abbildung 2*) oder der Maximalalter von Waldbeständen (*Abbildung 1*) erlauben Rückschlüsse auf die Entwicklung von einzelnen Beständen oder ganzer bewaldeter Landschaften.
- Anhand von Wachstumsmittelkurven (*Abbildung 2 (B), 2 (C), 4, 8, 9*) lassen sich Wachstumsreaktionen von verschiedenen homogenen Beständen oder Baumgruppen und Kollektiven innerhalb von Beständen vergleichen und interpretieren.
- Aufgrund der präzisen, jährlichen Auflösung eignen sich Baum- oder Bestandesmittelkurven als Zielvariablen für kontinuierliche Zeitreihenanalysen, wie z.B. Korrelationsberechnungen mit Klimavariablen (*Abbildung 6*).
- Der Wachstumsvergleich von lebenden und abgestorbenen Bäumen erlaubt eine retrospektive Analyse der Absterbeprozesse einzelner Bäume, Bestände oder ganzer Wälder (*Abbildung 10*). Der Zeitpunkt der Infektion hingegen kann meist nur abgeschätzt werden.
- Die Kartierung der Baumstandorte innerhalb von Beständen und die Zuordnung verschiedener Wachstumsparameter ermöglicht eine dynamische Betrachtungsweise der Bestandesentwicklung in Raum und Zeit (*Abbildung 2 (A), 5, 7*).

Durch den Miteinbezug von dendroökologischen Untersuchungsmethoden gewinnt die wald- und landschaftsökologische Forschung an Aussagekraft und Präzision, denn die präzise, jährliche Auflösung der Jahrringanalyse, eine der Stärken der Methode, wird als Zeitskala für verschiedenste ökologische Prozesse herangezogen.

Der grösste Teil der heutigen Waldföhrenwälder, hauptsächlich der Tallagen unterhalb 1500 m ü.M., muss als Teil einer natürlichen Sukzession mit starker anthropogener Prägung aufgefasst werden. Ohne menschliche Eingriffe oder grossflächige natürliche Störungen, wie z.B. Feuer oder Sturm, werden sich grosse Teile der Föhrenwälder in Richtung Klimawald (potenziell natürliche Vegetation) entwickeln. In tieferen Lagen dürften das in erster Linie Flaumeichen- und Laubmischwälder sein (BURNAND 1976; STEIN 1978), in höheren Lagen hingegen Fichten-Tannenwälder (LINGG 1986). Die Waldföhre als Pionierbaumart wird mit Sicherheit nie aus diesen Wäldern verschwinden, sie dürfte sich aber in Zukunft

hauptsächlich auf Extremstandorte sowie auf die Besiedlung nach Störungen beschränken. Dementsprechend werden grossflächige Waldföhrenwälder, wie sie im vergangenen Jahrhundert noch vorhanden waren, in Zukunft weniger verbreitet sein. Solange die Sukzessionsabläufe, wie der Übergang von der Waldföhre zur Flaumeiche, nahtlos geschehen, werden die verschiedenen Waldfunktionen nicht grundsätzlich in Frage gestellt werden. Sterben die Waldföhren ab, ohne dass Ersatzbaumarten schon vorhanden sind, wie stellenweise z.B. in den Schutzwäldern zwischen Visp und Brig, dann ist die Schutzfunktion nicht mehr vollumfänglich gewährleistet. Eine frühzeitige, waldbauliche Steuerung der Bestandesdynamik ist anzustreben um spätere, teure Schutzbauten zu vermeiden.

Die geographische Lage, im Übergang vom mitteleuropäischen, gemässigten zum heissen, mediterranen Klima, macht die Vegetation des Wallis anfällig gegenüber klimatischen Veränderungen. Verschiedenste Prozesse und Interaktionen zwischen Pflanzen und biotischer sowie abiotischer Umwelt scheinen, im Zuge der ablaufenden klimatischen Erwärmung, im Wandel begriffen zu sein. Aufgrund der laufenden Untersuchungen zu Absterbeprozessen und Landschaftswandel, welche im Rahmen des Forschungsprogramms Walddynamik¹ der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL durchgeführt werden, können das Wallis und die weiteren vergleichbaren Trockengebiete des Alpenraums als wichtige Bioindikatoren für den globalen Landschafts- und Klimawandel betrachtet werden.

Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wird die Eignung dendroökologischer Methoden zur Analyse von walddynamischen Prozessen und ihrer Auswirkungen auf Bestandesstrukturen und Absterberaten am Beispiel der Walliser Waldföhrenwälder aufgezeigt. Fokussiert wird auf die vom Menschen stark geprägte Entwicklungsgeschichte der Waldföhrenwälder sowie die Wirkung von abiotischen und biotischen Faktoren auf das Baumwachstum.

Der grösste Teil der heute noch grossflächig vorkommenden Waldföhrenbestände (< 1500 m ü.M.) muss als Teil einer natürlichen Sukzession mit anthropogener Prägung aufgefasst werden. Ohne menschliche Eingriffe oder natürliche Störungen werden sich viele Föhrenbestände in Richtung Laubwälder (Tieflagen) oder Fichten-Tannen-Wälder (Hochlagen) entwickeln.

Summary

Stand dynamics of central alpine Scots pine using dendroecological case studies from Valais, Switzerland

The aim of this paper is to demonstrate the use of dendroecological methods to analyse the various processes involved in forest dynamics. Using dendroecological case studies of the Scots pine forests of Valais (Switzerland) as an example we discuss the most relevant processes of forest dynamics and their

consequences on stand structures and mortality rates. We focus on the development history of these Scots pine forests under human impact and on the impact of biotic and abiotic factors on tree growth.

Most of today's extended Scots pine forests (< 1500 m a.s.l.) must be interpreted as part of an ongoing natural succession under heavy human influence. In time, without management or natural disturbances, most of these pine forests will develop into broadleaved forests (lower altitudes) or spruce-fir forests (higher altitudes).

Résumé

Dynamique de peuplements de pin sylvestre dans les Alpes centrales: études dendroécologiques en Valais, Suisse

Cet article présente l'aptitude des méthodes dendroécologiques utilisées dans l'analyse de la dynamique forestière et de ses effets sur les structures du peuplement et sur les taux de mortalité à l'exemple des pinèdes du Valais. L'historique de l'évolution des pinèdes, fortement marquée par les activités humaines, et l'effet de facteurs biotiques et abiotiques sur l'accroissement ligneux, sont au cœur de cette étude.

La majorité des peuplements de pins sylvestres (< 1500 m d'altitude), encore très étendus aujourd'hui, fait partie de la succession naturelle influencée par des facteurs anthropiques. En l'absence de toute intervention humaine ou de perturbations d'ordre naturel, de nombreuses pinèdes se transformeraient en forêts de feuillus (en basse altitude) ou en forêt mélangées d'épicéas et de sapins (en haute altitude).

Traduction: MONIQUE DOUSSE

Literatur

- BALE, J.S.; MASTERS, G.J.; HODKINSON, J.D.; AWMACK, C.; BEZEMER, T.M.; BROWN, V.K.; BUTTERFIELD, J.; BUSE, A.; COULSON, J.C.; FARRAR, J.; GOOD, J.E.G.; HARRINGTON, R.; HARTLEY, S.; JONES, T.H.; LINDROTH, R.L.; PRESS, M.C.; SYMRNIODIS, I.; WATT, A.D.; WHITTAKER, J.B. 2002: Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology* 8, 1: 1–16.
- BEBI, P.; KULAKOWSKI, D.; VELEN, T.T. 2003: Interactions between fire and spruce beetles in a subalpine Rocky Mountain forest landscape. *Ecology* 84, 2: 362–371.
- BERLI, S.; SCHWEINGRUBER, F.H. 1992: Auswirkungen des Waldbrandes vom 10. bis 14. Mai 1965 am Monte San Giorgio, Tessin, Schweiz: eine dendroökologische Studie. *Schweiz. Z. Forstwes.* 143, 12: 967–982.
- BERRYMAN, A.A. 1982: Biological control, thresholds, and pest outbreaks. *Environmental Biology* 11, 3: 544–549.
- BIGLER, C. 2003: Growth-dependent tree mortality: ecological processes and modeling approaches based on tree-ring data. Diss. Nr. 15145, ETH Zürich, Zürich, 131 p.
- BOCHATAY, J.; MOULIN, J.-B. 2000: Inventaire des incendies de forêt dans le canton du Valais. Rapport du service des forêts et du paysage du canton de Valais. 45 p.
- BONN, S. 2000: Konkurrenzdynamik in Buchen/Eichen-Mischbeständen und zu erwartende Modifikationen durch Klimaänderungen. *Allg. Forst- Jagdztg.* 171, 5–6: 81–88.
- BRÄKER, O.U. 1996: Tree-ring growth trends since the Swiss Forest Damage Inventory «Sanasilva 1984»: results of a 1992 pilot study. In Dean, J.S.; Meko, D.M.; Swetnam, T.W. (Eds.): *Tree rings, Environment and Humanity. Radiocarbon*: 363–370.
- BRÄKER, O.U. 1981: Der Alterstrend bei Jahrringdichten und Jahrringbreiten von Nadelhölzern und sein Ausgleich. *Mitt. Forstl. Bundes-Vers.anst. Wien* 142: 75–102.

¹ <http://www.wsl.ch/programme/walddynamik/wdoffen-de.html>, 28.4.2004.

- BRATT, G. 1995: The bisses of Valais: man-made watercourses in Switzerland. Amadeus Press, West Yorkshire, 144 p.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1961: Die inneralpine Trockenvegetation: von der Provence bis zur Steiermark. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 273 S.
- BRÜHLHART, H. 1999. Einfluss der Bewässerung auf das Jahrringwachstum von Kiefern. Diplomarbeit, Berner Fachhochschule, Schweizerische Schule für die Holzwirtschaft, Biel.
- BÜRGI, M.; STUBER, M. 2003: Agrarische Waldnutzungen in der Schweiz 1800-1950. Waldfeldbau, Waldfrüchte und Harz. Schweiz. Z. Forstwes. 154, 9: 360-375.
- BURGA, C.A.; PERRET, R. 1998: Vegetation und Klima der Schweiz seit dem jüngeren Eiszeitalter. Ott Verlag, Thun, 805 S.
- BURNAND, J. 1976: *Quercus pubescens*-Wälder und ihre ökologischen Grenzen im Wallis (Zentralalpen). Veröffentl. Geobot. Inst. Stiftung Rübel, ETH Zürich 59, 138 S.
- CALVO, L.; SANTALLA, S.; MARCOS, E.; VALBUENA, L.; TÁRREGA, R.; LUIS, E. 2003: Regeneration after wildfire in communities dominated by *Pinus pinaster*, an obligate seeder, and in others dominated by *Quercus pyrenaica*, a typical resprouter. For. Ecol. Manage. 184, 1-3: 209-223.
- CECH, T.L.; KREHAN, H. 1991: *Cenangium*-Kiefernsterben in Ostösterreich. Forstschutz-aktuell Wien 6: 1-4.
- CECH, T.L.; PERNY, B. 2000: Kiefernsterben in Tirol. Forstschutz-aktuell Wien 22: 12-15.
- CECH, T.L.; WIESINGER, R. 1995: Kiefernsterben in Niederösterreich. In: Neumann, M. (Ed.): Österreichisches Waldschaden-Beobachtungssystem. Berichte Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, A: 159-165.
- CHERUBINI, P.; FONTANA, G.; RIGLING, D.; DOBBERTIN, M.; BRANG, P.; INNES, J.L. 2002: Tree-life history prior to death: two fungal root pathogens affect tree-ring growth differently. Journal of Ecology 90, 5: 839-850.
- CHERUBINI, P.; PIUSSI, P.; SCHWEINGRUBER, F.H. 1996: Spatiotemporal growth dynamics and disturbances in a subalpine spruce forest in the Alps: a dendroecological reconstruction. Can. J. For. Res. 26, 6: 991-1001.
- CHRIST, H. 1920: Die Visp-Taler Föhrenregion im Wallis. Bulletin de la Murithienne XL: 1-87.
- COOK, E.R.; KAIRIUKTIS, L.A. (Eds.) 1990: Methods of dendrochronology: applications in the environmental science. International Institute for Applied Systems Analysis, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 394 p.
- CROOK, D.S. 2001: The historical impacts of hydroelectric power development on traditional mountain irrigation in the Valais, Switzerland. Mountain Research and Development 21, 1: 46-53.
- CROOK, D.S.; JONES, A.M. 1999: Traditional irrigation and its importance to the tourist landscape of Valais, Switzerland. Landscape Research 24, 1: 49-65.
- CZOKALJO, D.; WINK, R.A.; WARREN, J.C.; TEALE, S.A. 1997: Growth reduction of Scots pine, *Pinus sylvestris*, caused by the larger pine shoot beetle, *Tomicus piniperda* (Coleoptera, Scolytidae), in New York State. Can. J. For. Res. 27: 1394-1397.
- DOBBERTIN, M. 1999: Relating defoliation and its causes to premature tree mortality. In: Forster, B. (Ed.): Proceedings of the IUFRO workshop: Methodology in Forest Insect and Disease Survey in Central Europe, 20.-23. April 1999, Sion-Château neuf, Switzerland. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, Birmensdorf, Switzerland: 215-220.
- DOUGLASS, A.E. 1914: A method of estimating rainfall by the growth of trees. In: Huntington, E. (Ed.), The Climatic Factor as Illustrated in Arid America. Carnegie Institute of Washington Publication 192: 101-121
- ENGESSER, R. 1999: Protokoll der Begehung vom 21. April 1999 bei Sierre. Begehungprotokoll WSL, unveröffentlicht.
- ESPER, J.; GÄRTNER, H. 2001: Interpretation of tree-ring chronologies. Erdkunde 55: 277-288.
- FAUCHÈRE, P. 2003: Mortes ou vives? Article au Journal de Sierre du 21. août 2003: 7-7.
- FAYLE, D.C.F.; AXELSSON, B. 1985: Effect of irrigation and fertilization on stem and root thickening at their junction in Scots pine. Plant and Soil 88: 285-287.
- FISCHER, J.T. 1983: Water relations of Mistletoes and their hosts. In: Calder, M.; Bernhard, T. (Eds.): The biology of Mistletoes. Academic Press, Sidney: 163-184.
- FLÜHLER, H.; KELLER, T.; SCHWAGER, H. 1981: Die Immissionsbelastung der Föhrenwälder im Walliser Rhonetal. In: Waldschäden im Walliser Rhonetal (Schweiz). Mitt. Eidgenöss. Anst. forstl. Vers.wes. 57, 4: 399-414.
- FRITTS, H.C. 2001: Tree rings and climate. The Blackburn Press, Caldwell, 567 p.
- FRITTS, H.C. 1974: Relationship of rings widths in arid-site conifers to variations in monthly temperature and precipitation. Ecol. Monogr. 44: 411-440.
- GLAVAC, V. 1996: Vegetationsökologie. Gustav Fischer Verlag, Jena, 358 S.
- HADLEY, K.S.; VELEN, T.T. 1993: Stand response to western spruce budworm and Douglas-fir bark beetle outbreaks, Colorado Front Range. Can. J. For. Res. 23, 3: 479-491.
- HADORN, S. 2002: Föhrenrückgang im Wallis: Sukzessionsanalyse und GIS-gestützte Modellierung des räumlichen Auftretens. Diplomarbeit Universität Bern, Bern, 100 S.
- HILKER, N. 2004: Die veränderte Pflanzengeographische Verbreitung der Föhrenmistel (*Viscum album* L. ssp. *austriacum*) im Kanton Wallis: ein Indiz der Klimaänderung? Diplomarbeit Geographisches Institut der Universität Zürich, 103 S.
- Iversen, J. 1944: *Viscum*, *Hedera* and *Ilex* as climate indicators. Geologisk Förenings Förhandlingar Stockholm, 66, 3: 463-483.
- KIENAST, F.; FLÜHLER, H.; SCHWEINGRUBER, F.H. 1981: Jahrringanalysen an Föhren (*Pinus sylvestris* L.) aus Immissionsgefährdeten Beständen des Mittelwallis (Saxon, Schweiz). In: Flühler, H.; Keller, T.; Schwager, H. (Hrsg.): Waldschäden im Walliser Rhonetal (Schweiz). Mitt. Eidgenöss. Anst. forstl. Vers.wes. 57, 4: 415-432.
- KIENAST, F.; HADORN, S.; SCHÜTZ, M. 2004: Werden Walliser Föhrenwälder zu Eichenwäldern? Eine pflanzensoziologische Studie mit historischen Aufnahmen. Inf.bl. Forsch.bereich Landsch. 59:1-3.
- KIENAST, F.; SCHWEINGRUBER, F.H.; BRAEKER, O.U.; SCHAER, E. 1987: Tree-ring studies on conifers along ecological gradients and the potential of single-year analyses. Can. J. For. Res. 17: 683-696.
- KONTIC, R.; NIEDERER, M.; NIPPEL, C.-A.; WINKLER-SEIFERT, A. 1986: Jahrringanalysen an Nadelbäumen zur Darstellung und Interpretation von Waldschäden (Wallis, Schweiz). Ber. Eidgenöss. Anst. forstl. Vers.wes. 283, 46 S.
- LINGG, W.A. 1986: Oekologie der inneralpinen Weisstannenvorkommen (*Abies alba* Mill.) im Wallis (CH). Mitt. Eidgenöss. Anst. forstl. Vers.wes. 62, 3: 331-466.
- LOCK, S.; PAHLMANN, S.; WEBER, P.; RIGLING, A. 2003: Nach Stalden kehrt die Flaumeiche zurück. Wald Holz 84, 9: 29-33.
- LORIMER, C.G. 1980: Age structure and disturbance history of a southern Appalachian virgin forest. Ecology 61, 5: 1169-1184.
- MOTTA, R. 2003: Ungulate impact on rowan (*Sorbus aucuparia* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) height structure in mountain forests in the eastern Italian Alps. For. Ecol. Manage. 181, 1-2: 139-150.
- MOTTA, R. 2002: Old-growth forests and silviculture in the Italian Alps: the case-study of the strict reserve of Paneveggio (TN). Plant Biosystems 136, 2: 223-232.
- MOTTA, R. 1995: Dendroecology in ungulate forest damages: 1. Fraying scars. Dendrochronologia 13: 33-41.
- MINERBI, S. 1998: Phytosanitäre Massnahmen gegen das Kiefernsterben im Vinschgau und Vorbeugemassnahmen gegen Wildschäden. Projektbericht Abt. 32 Forstwirtschaft, Autonome Provinz Bozen-Südtirol.
- MINERBI, S. 1993: Wie gesund sind unsere Wälder? 10. Bericht über den Zustand der Wälder im Südtirol. Assessorat für Forstwirtschaft der Autonomen Provinz Bozen, 40 S.
- MORIN, H. 1990: Analyse dendroécologique d'une sapinière issue d'un chablis dans la zone boréale, Québec. Can. J. For. Res. 20: 1753-1758.
- NIERHAUS-WUNDERWALD, D.; FORSTER, B. 2000: Seit einigen Jahren wieder aktuell. Rindenbrütende Käfer an Föhren. Wald Holz 81, 10: 54-58.
- NÖTZLI, K. 1998: Epidemiologische Untersuchung zum Mistelbefall im Churer Rheintal. Diplomarbeit Abteilung Forstwissenschaften, ETH Zürich, 55 S.
- OLIVER, C.D.; LARSON, B.C. 1996: Forest stand dynamics. John Wiley & Sons, Inc., New York, 520 p.
- OZENDA, P. 1988: Die Vegetation der Alpen im europäischen Gebirgsraum. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 353 S.
- PAGE, J.M. 1981: Drought-accelerated parasitism of conifers in the mountain ranges of Northern California. Environmental Conservation 8, 3: 2217-226.

- PAINE, T.D.; RAFFA, K.F.; HARRINGTON, T.C. 1997: Interactions among scolytid bark beetles, their associated fungi, and live host conifers. *Annu. Rev. Entomol.* 42: 179–206.
- PFISTER, A.; KREHAN, H.; PERNY, B.; TOMICZEK, C.; BUCHBERGER, A.; LICK, H. 2001: Kiefernschäden – Erkennen und Vermeiden. Merkblatt Amt der Steyermärkischen Landesregierung, Fachabteilung Forstwesen und Forstliche Bundesversuchsanstalt Wien, 2 S.
- PLUMETTAZ CLOT, A.-C. 1988: Phyto-écologie des pinèdes valaisannes et contribution à la taxonomie du genre pinus. Thèse de doctorat, Université de Lausanne, 202 p.
- REBETZ, M.; DOBBERTIN, M. accepted: Climate change may already threaten Scots pine stands in the Swiss Alps.
- REIMER, M. 1998: Auswirkungen des Befalls von Misteln (*Viscum album* L.) auf das Dickenwachstum der Kiefer (*Pinus sylvestris* L.). Diplomarbeit Fakultät Forstwissenschaften, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, 90 S.
- REYNARD, E. 1995: L'irrigation par les bisses en Valais – Approche géographique. In: Papilloud, J.-H. (Eds.): Les bisses. Annales Valaisannes, Monthey: 47–64.
- RIGLING, A.; BRÄKER, O.U.; SCHNEITER, G.; SCHWEINGRUBER, F.H. 2002: Intra-annual tree-ring parameters indicating differences in drought stress of Scots pine forests within the Erico-Pinion in the Valais, Switzerland. *Plant Ecology* 163, 1: 105–121.
- RIGLING, A.; BRÜHLHART, H.; BRÄKER, O.U.; FORSTER, T.; SCHWEINGRUBER, F.H. 2003: Effects of irrigation effect on diameter growth and vertical resin duct production in *Pinus sylvestris* L. on dry sites in the central Alps, Switzerland. *For. Ecol. Manage.* 175, 1–3: 285–296.
- RIGLING, A.; CHERUBINI, P. 1999: Wieso sterben die Waldföhren im «Telwald» bei Visp? Eine Zusammenfassung bisheriger Studien und eine dendroökologische Untersuchung. *Schweiz. Z. Forstwes.* 150, 4: 113–131.
- RIGLING, A.; CHERUBINI, P.; POUTTU, A. 1999: Forest decline in Scots pine stands in Visp (Valais, Switzerland) – A dendroecological study. In: Forster, B. (Ed.): Proceedings of the IUFRO workshop: Methodology in Forest Insect and Disease Survey in Central Europe, 20.–23. April 1999, Sion-Châteauneuf, Switzerland. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, Birmensdorf, Switzerland: 60–66.
- RIGLING, A.; SCHWEINGRUBER, F.H. 1997: Entwicklung waldföhrenreicher Wälder im Gebiet Brienz-Wiesen (GR). Eine historisch-dendroökologische Studie. *Schweiz. Z. Forstwes.* 148, 3: 173–196.
- RITZMANN-BLICKENSTORFER, H. 1996: Historische Statistik der Schweiz. Chronos, Zürich, 1220 S.
- SAVAGE, M.; SWETNAM, T.W. 1990: Early 19th-century fire decline following sheep pasturing in a Navajo ponderosa pine forest. *Ecology* 71, 6: 2374–2378.
- SCHERRER, H.U.; FLÜHLER, H.; MAHRER, F. 1981: Alternative Verfahren für die Interpretation von Föhrenschäden (*Pinus sylvestris* L.) auf mittelmassstäblichen Infrarot-Farbaufnahmen. In: Flühler, H.; Keller, T.; Schwager, H. (Hrsg.): Waldschäden im Walliser Rhonetal (Schweiz). *Mitt. Eidgenöss. Anst. forstl. Vers.wes.* 57, 4: 415–432.
- SCHMID, E. 1936: Die reliktföhrenwälder der Alpen. *Beitr. geobot. Landesaufn. Schweiz* 21, 190 S.
- SCHOENEWEISS, D.F. 1978: Water stress as a predisposing factor in plant disease. In: Kozłowski, T.T. (Ed.): Water deficits and plant growth. Academic Press, New York: 61–99.
- SCHULZE, E.-D.; TURNER, N.C.; GLATZEL, G. 1984: Carbon, water and nutrient relations of two mistletoes and their hosts: A hypothesis. *Plant, Cell and Environment* 7: 293–299.
- SCHWANINGER, C. 1998: Kiefernsterben im Oberland. *Tiroler Forstdienst*: 10.
- SFP 2002: Carte des stations forestières du canton du Valais. Service des forêts et du paysage, Etat du Valais (CD-ROM).
- STEIN, N. 1978: Die standörtliche Verbreitung und klimaökologische Abgrenzung waldbildender submediterraner (*Quercus pubescens*), subborealer (*Pinus sylvestris*) und mitteleuropäisch-montaner Florenelemente (*Abies alba*) am Beispiel des mittleren Wallis (Zentralalpen). *Geogr. Helv.* 2: 93–112.
- STUBER, M.; BÜRGI, M. 2002: Agrarische Waldnutzungen in der Schweiz 1800–1950. Nadel- und Laubstreu. *Schweiz. Z. Forstwes.* 153, 10: 397–410.
- STUBER, M.; BÜRGI, M. 2001: Agrarische Waldnutzungen in der Schweiz 1800–1950. Waldweide, Waldheu, Nadel- und Laubfutter. *Schweiz. Z. Forstwes.* 152, 12: 490–508.
- SWETNAM, T.W. 1993: Fire history and climate change in giant sequoia groves. *Science* 262: 885–889.
- TOMICZEK, C. 1982: Ursachen des Kiefernsterbens in Niederösterreich. Dissertation, Universität für Bodenkultur, 204 S.
- TUBEUF, K. 1923: Monographie der Mistel. München, Berlin, 832 S.
- VAN DER MEER, M. 2000: Wiederbewaldung auf verbrachten Weiden im Wallis (Leuk). Praktikumsbericht, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf, 245. (unveröffentlicht).
- VEBLEN, T.T.; HADLEY, K.S.; REID, M.S.; REBERTUS, A.J. 1989: Blow-down and stand development in a Colorado subalpine forest. *Can. J. For. Res.* 19: 1218–1225.
- VERTUI, F.; TAGLIAFERRO, F. 1998: Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) die-back by unknown causes in the Aosta Valley, Italy. *Chemosphere* 36, 4–5: 1061–1065.
- WELTEN, M. 1982: Vegetationsgeschichtliche Untersuchungen in den westlichen Schweizer Alpen: Bern-Wallis. *Denkschr. Schweiz. nat.forsch. Ges.* 95, 104 S.
- WIMMER, R.; STRUMIA, G. 1998: Spring grought indicated by intra-annual density fluctuations in *Pinus nigra*. In: Stravinskiene, V.; Juknys, R. (Eds.): Dendrochronology and Environmental Trends. Proceedings of an International Conference, Vytautas Magnus University, Kaunas: 139–147.
- WSL 2003: Schweizerisches Landesforstinventar LFI. Spezialauswertung der Erhebung 1993–95 vom 7. Juli 2003. Ulrich Ulmer. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf.
- WSL 2001: Schweizerisches Landesforstinventar LFI. Spezialauswertung der Erhebung 1993–95 vom 20. August 2001. Ulrich Ulmer. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf.

Dank

Verschiedene der diskutierten Untersuchungen wurden im Rahmen des Forschungsprogramms Walddynamik der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL durchgeführt. Für die praktische Begleitung von Feldarbeiten durch den Forstdienst des Kantons Wallis sowie die finanzielle Unterstützung einzelner Teilaspekte der Untersuchungen durch den Kanton Wallis und das Buwal möchten wir uns herzlich bedanken.

Autoren

Dr. ANDREAS RIGLING*, PASCALE WEBER, Dr. PAOLO CHERUBINI, Dr. MATTHIAS DOBBERTIN, Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Zürcherstrasse 111, 8903 Birmensdorf.
*Korrespondenz, E-Mail: andreas.rigling@wsl.ch.