

Zeitschrift: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen = Swiss forestry journal = Journal forestier suisse

Herausgeber: Schweizerischer Forstverein

Band: 150 (1999)

Heft: 4

Artikel: Wieso sterben die Waldföhren im "Telwald" bei Visp? : Eine Zusammenfassung bisheriger Studien und eine dendroökologische Untersuchung

Autor: Rigling, Andreas / Cherubini, Paolo

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-1098414>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 14.04.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Wieso sterben die Waldföhren im «Telwald» bei Visp?

Eine Zusammenfassung bisheriger Studien und eine dendroökologische Untersuchung

ANDREAS RIGLING und PAOLO CHERUBINI

Keywords: Competition; dendroecology; fluorides; forest health; *Pinus sylvestris* L. *Tomicus* sp.; vegetation dynamics. FDK 174.7 Pinus : 181 : 416 : (494.44)

Abstract: The processes involved in the phase of mortality affecting Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) observed since the beginning of this century in the canton of Valais (Switzerland) are related to the vegetation history, the ecology and stand dynamics as well as the pollution history.

Abstract: Der seit Beginn des 20. Jahrhunderts bekannte Absterbeprozess der Waldföhren (*Pinus sylvestris* L.) im Wallis (Schweiz) wird vor dem Hintergrund der Vegetationsgeschichte, der Ökologie und der Bestandesdynamik sowie der Immissionsgeschichte diskutiert.

1. Einleitung

Schon zu Beginn des 20. Jahrhunderts sorgten die absterbenden Waldföhren im Wallis für Aufsehen. Das Phänomen trat gleichzeitig mit dem Aufkommen verschiedener industrieller Wirtschaftszweige, wie z. B. der Aluminium- und der chemischen Industrie, auf. Dieses zeitliche Zusammenfallen war der Grund, weshalb in einem Expertenbericht aus dem Jahre 1937 von einem ursächlichen Zusammenhang zwischen den erstmals erwähnten Waldschäden im Raume Visp und den Emissionen des nahegelegenen Chemiewerkes gesprochen wurde (SCHERRER, 1988). Im Falle der Fluorschäden, die wenige Jahre nach Aufnahme der Aluminiumproduktion im Jahre 1907 an umliegenden landwirtschaftlichen Kulturen und am Wald festgestellt wurden (FAES, 1921; WILLE, 1922; RICKLI *et al.*, 1989), ist es gelungen, den ursächlichen Zusammenhang zwischen Nekrosen an Blättern und Nadeln und den bei der industriellen Aluminiumherstellung anfallenden Fluorimmissionen herzustellen (FLÜHLER *et al.*, 1981; KIENAST *et al.*, 1981; KONTIC *et al.*, 1986; RICKLI *et al.*, 1989). Nach dem Einbau von Filteranlagen in den Aluminiumwerken verschwanden die Fluorschadssymptome; die Waldföhrenmortalität reduzierte sich in den Hauptschadgebieten deutlich, in anderen Gebieten verblieb sie auf relativ hohem Niveau. Anfang der 90er Jahre färbte das Rot der toten Waldföhren im Raum Visp erneut ganze Waldpartien, worauf der Phytosanitäre Beobachtungs- und Meldedienst (PBMD) sowie andere Spezialisten der Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) wiederholt die betroffenen Waldpartien begutachteten (FORSTER, 1990, 1992, 1997; JANSEN, 1991; HEINIGER und LAWRENZ, 1991; HEINIGER und ENGESSER, 1993; RIGLING, 1996; POUTTU, 1997). Im Gegensatz zur Fluorproblematik konnten nie eindeutige Schadsymptome erkannt werden.

Die Analyse des Absterbeprozesses ist im Wallis erschwert, da es sich einerseits um einen alten Kulturraum mit verschiedensten den Wald beeinflussenden Faktoren handelt und andererseits aufgrund der klimatischen Verhältnisse viele Stressfaktoren auf die Waldföhre wirken. In der Folge wurde von verschiedenen Seiten auf mögliche Ursachen hingewiesen, verschiedenste Hypothesen wurden diskutiert:

- Insekten- und Pilzbefälle;
- Trockenstress;
- Überalterung der Waldföhrenwälder;
- starker Mistelbefall der Waldföhren;
- Bodenkontamination als Folge der ehemals hohen Fluorimmissionen;
- aktuelle Luftbelastung durch Abgase aus Industrie, Verkehr und Haushalten und ihre Folgeprodukte;
- eine Kombination verschiedener Stressfaktoren.

Als 1996 eine weitere Sterbewelle die Waldföhren der Region Visp ergriff, wurde zusammen mit dem lokalen Forstdienst beschlossen, im Rahmen des WSL-Projektes «Langfristige Waldökosystemforschung» die aktuelle Sterbewelle im «Telwald», zwischen Visp und Visperterminen, zu untersuchen.

2. Ziel dieser Arbeit

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, den aktuellen Absterbeprozess der Waldföhre vor dem Hintergrund der Vegetationsgeschichte, der Ökologie und Bestandesdynamik der Waldföhrenwälder sowie der Immissionsgeschichte des Wallis zu diskutieren. Die zahlreichen wissenschaftlichen Untersuchungen, Projektberichte und Begehungsprotokolle sollen gesichtet und zusammengefasst werden.

Dendroökologische Methoden eignen sich, um den Einfluss verschiedener abiotischer wie biotischer Faktoren auf das Baumwachstum zu untersuchen (SCHWEINGRUBER, 1996). Drei Waldföhrenbestände sollen mittels dendroökologischer Methoden untersucht und verschiedene der eingangs erwähnten Hypothesen diskutiert werden.

3. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Wallis (Schweiz), im «Telwald» zwischen den Gemeinden Visp und Visperterminen, also an der westexponierten Talflanke des unteren Visperaltales. Die durchschnittlichen Jahresniederschläge betragen ca. 630 mm (Visp), die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt ca. 9,5 °C.

Die Wälder erstrecken sich von etwa 700 m ü.M. bis 1400 m ü.M. und sind stark geprägt durch die Waldföhre (*Pinus sylvestris* L.), die in der Region auch «Däle» oder «Tel» genannt wird. Daher auch der Name «Telwald». Auf flachgründigeren Standorten bildet die Waldföhre Dauerwaldgesellschaften, die nach PLUMETTAZ CLOT (1988) dem Hauhechel-Waldföhrenwald mit Schneesimse (*Ononido-Pinetum luzuletosum niveae*) zugeordnet werden. Die Bestände auf den besseren, weitverbreiteten Standorten sind ebenfalls von der Waldföhre dominiert. Hier sind aber Weiss-tannen (*Abies alba* Miller), Lärchen (*Larix decidua* Miller) und Fichten (*Picea abies* (L.) Karst.) beigemischt. Einzelne kümmerlich wachsende, ehemals gepflanzte Buchen (*Fagus sylvatica* L.) sind da und dort noch zu finden. Ab ca. 1400 m ü.M. werden die Waldföhrenbestände von Fichten- und Lärchenwäldern abgelöst. Die Flaumeiche (*Quercus pubescens* Willd.) drängt vom Hangfuss her in die Waldföhrenbestände, gewinnt in den unteren Waldpartien (650–1000 m ü.M.) kontinuierlich an Bedeutung und bildet grossflächige Eichenwälder,

die nach BURNAND (1976) dem kontinentalen Flaumeichenwald (*Saponario-Quercetum pubescentis*) zugeordnet werden können. Die Mehlbeere (*Sorbus aria* (L.) Crantz) und die Birke (*Betula pendula* Roth) zeigen, ausgehend von aufgelockerten Bestandespartien, zunehmende Präsenz im ganzen «Telwald».

Der geologische Untergrund ist Bündnerschiefer (SCHMIDT und PREISWERK, 1908); an flacheren Stellen ist eine geringmächtige Moränenüberdeckung zu beobachten. Die Böden sind meist tiefgründige, feinkörnige, sandig-siltige Rendzinen mit geringen Skelettanteilen. Sie haben dadurch ein recht gutes Wasserspeichervermögen, was das Fortkommen trockenheitsempfindlicher Baumarten wie Weisstanne, Lärche und Fichte erlaubt. Grosse Teile des «Telwaldes» können darum keinesfalls als extreme Trockenstandorte bezeichnet werden. Die Humusformen reichen vom aktiven Mull bis zum im Abbau leicht gehemmten Moder. In den wenigen Bereichen, wo der Fels ansteht, finden sich entsprechend flachgründigere, weniger entwickelte Böden, sogenannte Karbonat-rohböden mit geringem Wasserspeichervermögen.

4. Material und Methoden

Nach Begehung des Untersuchungsgebietes wurden drei Waldföhrenbestände als Fallstudien ausgewählt. Sie unterscheiden sich bezüglich Baumartenmischung, Bestandesstruktur, Anzahl und Verteilung der toten Bäume sowie Insektenbefall:

- Der Bestand 1 ist ein gut wüchsiger, zweischichtiger Waldföhren-Fichten-Bestand. Der Mischungsgrad für die Oberschicht beträgt 80% Waldföhre, 20% Fichte, für die Unterschicht 30% Waldföhre, 70% Fichte.
- Der Bestand 2 ist ein zweischichtiger Waldföhren-Fichten-Bestand. Der Mischungsgrad für die Oberschicht beträgt 80% Waldföhre, 20% Fichte, für die Unterschicht 70% Waldföhre, 30% Fichte. Im Süden grenzt eine Waldföhrendickung an. Neben einzelnen toten Waldföhren ist auch eine tote Waldföhrengruppe vorhanden.
- Der Bestand 3 liegt in der aktuellen Absterbefront und ist ein einschichtiger, reiner Waldföhren-Bestand. Die Baumkronen zeigen sehr starken Waldgärtnerbefall (POUTTU, 1997; FORSTER, 1997). Der Bestand wurde im Verlaufe des Sommers 1997 zwangsgenutzt.

Die aktuelle Baumartenzusammensetzung und die Standortbedingungen lassen vermuten, dass sich die Untersuchungsbestände 1 und 2 in Fichten- oder Fichten-Tannenwälder weiterentwickeln werden. Der Umstand, dass in Bestand 3 keine Fichten vorhanden sind und dass mehrere Flaumeichenbestände unmittelbar angrenzen, führt uns zur Vermutung, dass hier die Flaumeiche in Zukunft eine wichtige Rolle spielen dürfte. Die im Vergleich zu den anderen Beständen trockeneren Standortbedingungen unterstützen diese Vermutung.

Tabelle 1 zeigt ergänzende Bestandes- und Standortskennwerte der Untersuchungsbestände.

Im Februar 1997 wurden die Feldaufnahmen durchgeführt. Von jedem Bestand erhoben wir die Basalflächen auf einer Fläche von 30 mal 30 m und rechneten sie auf Hektarwerte hoch. Es wurden Bäume von über 1,3 m Höhe berücksichtigt und der Brusthöhendurchmesser BHD mittels Durchmesser-messband aufgenommen. Die Baumhöhen wurden geschätzt. Von allen Bäumen schätzten wir die Kronentransparenz sowie den Mistelbefall.

Tabelle 1: Bestandes- und Standortskennwerte der Untersuchungsbestände.

	Bestand 1	Bestand 2	Bestand 3
Höhe ü. M.	1080	1080	1100
Exposition	WNW	WNW	W
Hangneigung [°]	33	28	40
Baumarten	Waldföhren und Fichten	Waldföhren und Fichten	Waldföhren
Basalfläche [m ² /ha]	64	56	53
Stammzahl [Stk/ha]	1044	1011	1789
Baumhöhen [m]			
Waldföhren	bis 18	bis 15	bis 15
Fichten	bis 20	bis 18	
Kronentransparenz [%-Nadelverlust]	0–30	25–80	40–95
Waldföhren mit Misteln [%]	17	67	67
Verteilung der toten Waldföhren	diffus	diffus und in Gruppen	diffus
Waldgärtner	unauffällig	unauffällig	sehr auffällig

Für die dendroökologischen Untersuchungen wurden nur Bäume der Oberschicht (herrschend, mitherrschend), bestehend aus lebenden Waldföhren und Fichten sowie toten Waldföhren, beprobt. Pro Baum entnahmen wir zwei Bohrkern auf Brusthöhe. Dabei achteten wir darauf, dass nicht im Druckholz gebohrt wurde. *Tabelle 2* gibt einen Überblick über die Anzahl Probebäume.

Tabelle 2: Anzahl beprobte Bäume.

	Baumart	Anzahl lebende Bäume	Anzahl tote Bäume
Bestand 1	Waldföhren	12	9
	Fichten	13	–
Bestand 2	Waldföhren	14	21
	Fichten	11	–
Bestand 3	Waldföhren	28	10
	Fichten	–	–

Da die Bäume auf Brusthöhe gebohrt wurden, zählten wir zur Bestimmung des Keimungsalters jeweils 10 Jahre dazu, was ungefähr der Durchwuchszeit der Waldföhren auf diesen Standorten entspricht. In den Fällen, in denen die Bohrung nicht ins Mark traf, schätzten wir mit einer Schablone die noch fehlenden Jahrringe (BRÄKER, 1981).

Die Bohrkern wurden mit der Jahrringbreitenmessanlage Lintab (Firma Frank Rinn, Heidelberg D) gemessen. Mittels Crossdating-Methode (T-Wert), wie sie im TSAP-Programm (Time Series Analysis and Presentation) nach RINN (1996) eingesetzt ist, synchronisierten wir die Radien und vereinten sie zu Baum- und Bestandesmittelkurven. Das Absterbedatum der toten Bäume wurde ebenfalls mittels Crossdating-Methode ermittelt. Diese Absterbedaten sind mit einer gewissen Unsicherheit behaftet, da der letzte angelegte Jahrring nicht zwangsläufig im Todesjahr gebildet wurde. Der Absterbeprozess wurde bezüglich abrupter Wachstumsreduktionen untersucht (SCHWEINGRUBER *et al.*, 1990). Der Anfang einer abrupten Wachstumsreduktion ist der erste Jahrring einer Serie von mindestens vier aufeinanderfolgenden Jahrringen mit durchschnittlicher Ringbreite von weniger als 40% der vorhergehenden Jahre. Zur genaueren Beurteilung des

Absterbeprozesses fertigten wir von ausgewählten Proben Mikroschnitte an.

Um den Wachstumsverlauf der verschiedenen Bestände und Baumarten miteinander vergleichen zu können, erstellen wir ein einfaches Wachstumsmodell, das anhand einer multiplen linearen Regression (BROCKWELL und DAVIS, 1991) das Jahrringwachstum mittels Dürreindizes, Temperatur- und Niederschlagsdaten erklären soll. Die ermittelten Klimaparameter genügen dem 95%-Signifikanzniveau und umfassen sowohl Perioden des laufenden Jahres als auch des Vorjahres. Interaktionen wurden nicht berücksichtigt. Wir verzichteten auf eine Unterteilung des Beobachtungszeitraumes oder auf eine Validierung des Klimaeinflusses (z. B. TESSIER *et al.*, 1990), da unser Ziel nicht die Rekonstruktion des Klimas, sondern der Vergleich des unterschiedlichen Wachstums der verschiedenen Bestände war. Das Modell wurde für die Zeitperiode 1915 bis 1995 gerechnet:

$$RB_{ind} = 2493,12^{***} - 2,38 D_1^{***} - 1,60 D_2^* - 9,02 T^{***} + 0,09 N_1^* + 0,05 N_2^{**}$$

RB_{ind} : Index der Jahrringbreite: Rohwert dividiert durch Wert der Hugershoff-Ausgleichsfunktion (BRÄKER, 1981).

D_1 : Dürretage April-Juli des laufenden Jahres (i) (Messstation Visp).

D_2 : Dürretage April-Juli des Vorjahres (i-1) (Messstation Visp). Die Dürretage wurden in Anlehnung an KUHN (1973) folgendermassen definiert: Mindestens 15 Tage nacheinander mit täglich 7 mm oder weniger Niederschlag ergeben eine Dürreperiode. Die Längen aller Dürreperioden, die in den Monaten April bis Juli auftreten, werden addiert und ergeben die Anzahl Dürretage.

T: mittlere Temperatur der Monate April-August (Messstation Sion).

N_1 : mittlere Niederschläge April-Juli des laufenden Jahres (i) (Messstation Visp).

N_2 : mittlere Jahresniederschläge des Vorjahres (i-1) (Messstation Visp).

Signifikanzniveau: 99,9 % (***) , 99,0 % (**), 95,0 % (*).

Das Bestimmtheitsmass R^2 beträgt 0,51, der P-Wert des Modelles ist $2,04 \cdot e^{-10}$.

Der nicht erklärbare Varianzanteil von 0,49 ($1-R^2$) ist wie folgt begründet:

- Verschiedene klimatische Parameter wie z. B. Fröste, Gewitterhäufigkeiten, Schneemenge und Schneeschmelze wurden nicht miteinbezogen.
- Nichtklimatische hoch- und niederfrequente Faktoren sind im Modell nicht berücksichtigt (z. B. forstliche Eingriffe, Insekten- und Pilzbefälle, Samenjahre, Luftbelastung usw.)

Um die mittelfrequenten Schwankungen des Modelles besser zu veranschaulichen, glätteten wir die indexierten Werte mit der Ausgleichsfunktion nach LOESS (mit Gauss'scher Verteilung) (VENABLES und RIPLEY, 1998).

5. Resultate

5.1 Vegetations- und Nutzungsgeschichte der Waldföhre

Gegen Ende des Atlantikums, vor etwa 6000 Jahren, waren sämtliche heute vorkommenden Hauptbaumarten ins Wallis eingewandert, und es dürfte sich die heutige natürliche Baumartenverteilung eingestellt haben (BURGA und PERRET, 1998). Die feuchteren Standorte der Tallagen waren demnach mit Eichenmischwäldern bedeckt. Die tiefgelegenen, trockenen, südexponierten Standorte, die bis anhin von der Waldföhre dominiert wurden, wurden von der Flaumeiche erschlossen,

da sie der Waldföhre auf diesen Standorten bezüglich Konkurrenzfähigkeit überlegen ist (BURNAND, 1976). Die Weisstanne dominierte die Wälder der montanen Stufe, während die Fichte bis in die untere subalpine Stufe aufstieg.

Im Wallis werden die ersten Spuren des Ackerbaus auf etwa 5500 v. Chr. datiert (WELTEN, 1982; BIERI-STECK, 1990). Seit diesem Zeitpunkt nahm der menschliche Einfluss auf das Landschaftsbild kontinuierlich zu. In der Eisenzeit (ca. 700 v. Chr. bis 0) und in der Römerzeit (ca. 200 bis 400 n. Chr.) erreichten die Waldvernichtungen ihre ersten Höhepunkte. Die Römer waren es auch, die die Weintraube einführten (BURGA und PERRET, 1998).

Im Mittelalter (ca. 900 bis 1500 n. Chr.) fanden grosse Rodungen zur Gewinnung von Kulturland statt (WELTEN, 1982). Die verbleibenden Waldungen wurden für Bau- und Brennholz sowie für Streu- und Schneitelnutzung stark angegangen (HAAS und RASMUSSEN, 1993; FARQUET, 1933). Die hauptsächliche Nutzung des Waldes war aber die Viehweide (FARQUET, 1933).

Das 19. Jahrhundert war geprägt durch grossflächige Waldrodungen, die hauptsächlich durch die hohen Holzpreise, die Rhonekorrektur, den starken Industrialisierungsschub (u. a. Eisenbahnbau) und den Ausbau der Obst- und Gemüsekulturen sowie des Rebbaus ausgelöst wurden. Das Rebareal der Gemeinden Fully, Saxon und Salgesch beispielsweise hat sich zwischen 1884 und 1981 mehr als verdoppelt (KEMPF, 1985).

Während des ersten und insbesondere des zweiten Weltkriegs nahm der Druck auf den Wald nochmals stark zu. Als Folge davon wurde in den grösseren Gemeinden das Brennholz rationiert. Holzköhlerei und Torfabbau wurden wieder aufgenommen und vor allem im Talboden im Zuge der sogenannten Anbauschlacht grosse Waldungen gerodet (KEMPF und SCHERRER, 1982). Die verschiedenen Waldnutzungen, die z. T. bis Mitte dieses Jahrhunderts ihre Anwendung fanden, hatten einen selektiven Einfluss auf das Baumartengefüge. Die Waldrodungen zur Kultur- und Baulandgewinnung konzentrierten sich auf die Auen- und Eichenwälder im Talboden, zur Reblandgewinnung auf den Flaumeichengürtel der Hangfusslagen der südexponierten Talflanke und zur Acker- und Weidelandgewinnung auf die höher gelegenen Hangterrassen, die meist von montanen Fichten-Tannenwäldern beherrscht waren. Die meist sehr steilen Hangpartien dazwischen, die hauptsächlich von Flaumeichen- und Waldföhrenwäldern sowie von Felsensteppen bedeckt waren, wurden mit grosser Wahrscheinlichkeit beweidet (BURNAND, 1976), denn die Waldweide war, wie bereits erwähnt, während Jahrhunderten die wichtigste Nutzungsform der Wälder (FARQUET, 1933). Vor allem Ziegen und Schafe wurden bis in die 50er Jahre dieses Jahrhunderts in die Wälder getrieben (KEMPF, 1985). Die Flaumeiche wurde stärker verbissen als die Waldföhre. Die Abäsung der Krautvegetation sowie die Bodenverletzungen durch Viehtritt schufen für die Waldföhre ideale Verjüngungsbedingungen (HÖLZEL, 1996).

In den Wäldern wurde bis Mitte dieses Jahrhunderts, in den Vispertälern gebietsweise noch bis 1965, intensiv Streu genutzt (KEMPF, 1985). Die Leute zogen mit Rechen und Stoffsäcken in die Wälder und wischten die Streu zusammen. Den Wäldern wurden dadurch nicht nur Nährstoffe, sondern auch Saatgut entzogen. Für die Flaumeiche bedeutete dies wegen der geringen Samenproduktion eine starke Reduktion ihres Verjüngungs- und Besiedlungspotentials, während die Waldföhre mit ihrer enormen Samenproduktion und ihren leichten, vom Wind getragenen Samen solche Eingriffe mühelos überstand.

Der Bedarf an Bau- und Brennholz wurde in den talnahen Lagen vor allem durch die Flaumeiche gedeckt. Beim Bau der Simplonbahnlinie verwendete man Flaumeichen in grossem Ausmass als Eisenbahnschwellen und Gerüstholz (BURNAND, 1976), im Rebbaubau setzte man sie als Pfahlholz ein. Die Waldföhre war aufgrund ihres hohen Harzgehaltes, des drehwüchsigen Holzes

und der geringeren Dauerhaftigkeit als Brenn- und Bauholz weniger beliebt. Dementsprechend wurde erst auf Waldföhrenholz ausgewichen, wenn kein anderes Holz mehr verfügbar war. Im Zuge derartiger Nutzungen entstanden oft Flaumeichen-Niederwälder oder «Mittelwälder» mit einer Waldföhren-Oberschicht und einer Unterschicht aus Flaumeichenstockausschlägen und Sträuchern (BURNAND, 1976). An Orten mit intensiver Beweidung wurden die Wälder zu fast reinen, lockeren Waldföhrenwäldern entmisch.

In den montanen Lagen wurde der Holzbedarf hauptsächlich in den Fichten- und Tannenwäldern gedeckt. Die heutige Dominanz der Waldföhre in den montanen Lagen z. B. des Simplongebietes und am Glishorn, im potentiellen Weisstannen- und Fichtenareal, ist auf die Kahlschlagwirtschaft im Zuge der Holzköhlerei zurückzuführen (LINGG, 1986). Da auch diese Wälder häufig noch beweidet wurden, führte dies zum Ausfall der Verjüngung infolge Verbiss. Als Folge davon kommt die Weisstanne heute vorwiegend in steilen, mit Felsbändern durchsetzten, unzugänglichen Gebieten vor (LINGG, 1986).

Im Verlaufe der Nutzungsgeschichte wurden die Areale der Flaumeiche und Weisstanne also kontinuierlich und massiv reduziert, während sich die Waldföhrenwälder ausbreiten konnten. In den letzten Jahrzehnten hat sich die Waldnutzung grundlegend geändert, und die Flaumeichen und Weisstannen sind heute im Begriff, ihre Territorien wieder zurückzuerobern.

Auch im «Telwald» ist diese Rückeroberung gut sichtbar. Vergleicht man die kartographisch festgehaltene Baumartenverteilung aus dem Jahre 1975 (BURNAND, 1976) mit den Luftbildern aus den Jahren 1986 und 1997, so kann klar festgestellt werden, dass sich die Flaumeichen auf Kosten der Waldföhren ausgebreitet haben, was auch von PFISTER und EGGENBERGER (1988) beobachtet wurde. Die Konkurrenzschwäche der Waldföhre gegenüber der Flaumeiche und der Weisstanne dürfte ein Grund für das Verdrängen der Waldföhre sein.

Parallel zu diesem Zurückweichen der Waldföhre kann sie auf verbrachenden Weideflächen neues Gebiet erobern.

Abbildung 1 (nach PLUMETTAZ CLOT, 1988) zeigt die heutige Verbreitung der Flaumeichen-, Weisstannen- und Waldföhrenbestände im Kanton Wallis und stellt sie den

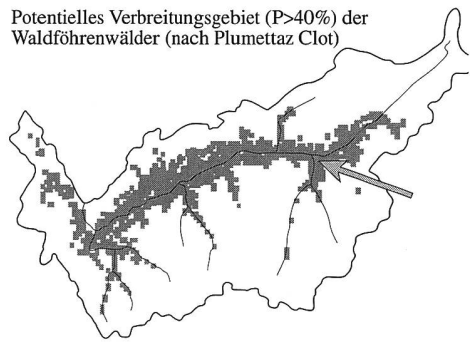
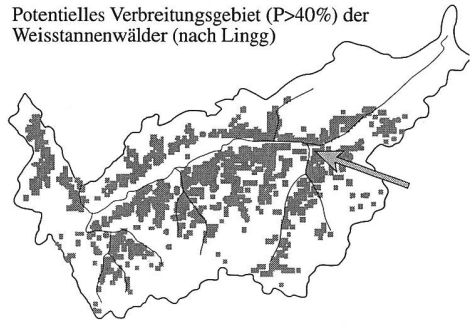
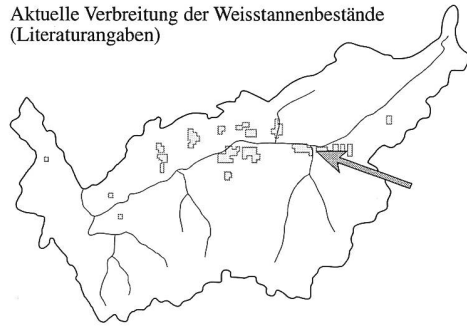
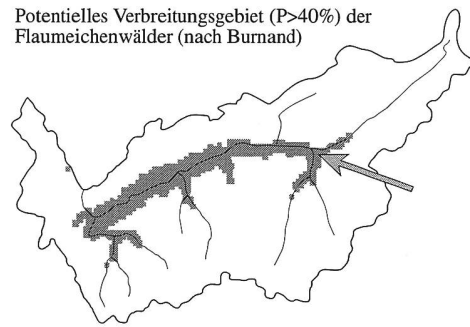
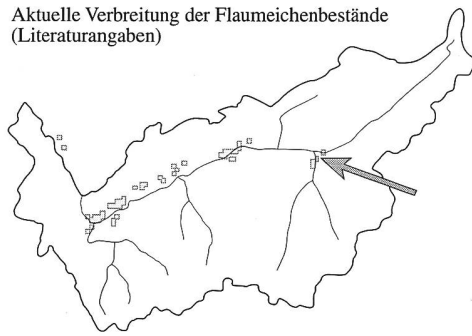
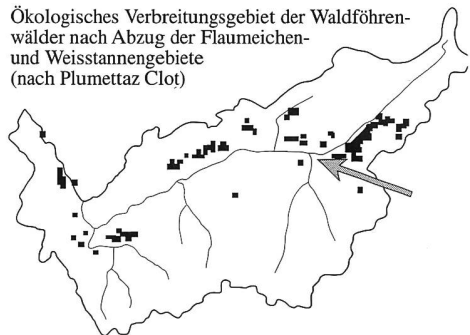


Abbildung 1: Vergleich der aktuellen und potentiellen (physiologischen) Verbreitungsgebiete von Flaumeichen-, Weisstannen- und Waldföhrenwäldern im Wallis. Die aktuelle Verbreitung der Waldföhrenbestände ist, verglichen mit dem ökologischen Verbreitungsgebiet, viel zu gross. Der Pfeil zeigt die ungefähre Lage des «Telwald». (Modifiziert nach PLUMETTAZ CLOT, 1988)



potentiellen (physiologischen) Verbreitungsgebieten gegenüber. Das aktuelle Verbreitungsgebiet sowohl der Flaumeichen- als auch der Weisstannenbestände ist deutlich kleiner als ihr potentielles Areal. Bei den Waldföhrenbeständen entsprechen sich aktuelle und potentielle Verbreitung in etwa. Die Annahme, dass die Waldföhre als ausgesprochen konkurrenzschwache Pionierbaumart überall dort, wo sie in Konkurrenz zur Flaumeiche oder Weisstanne tritt, langfristig unterliegt, führt zur letzten Darstellung: hier wurden, im Falle einer räumlichen Überlappung, die potentiellen Verbreitungsgebiete der Flaumeichen- und Weisstannenwälder von jenem der Waldföhrenwälder abgezogen. Was übrig bleibt sind jene Gebiete, in denen sich die Waldföhrenwälder langfristig zu halten vermögen. Der Vergleich von aktuellem und ökologischem Verbreitungsgebiet der Waldföhrenbestände zeigt eine sehr grosse Diskrepanz. Das heutige Verbreitungsgebiet der Waldföhrenbestände im Kanton Wallis scheint viel zu ausgedehnt zu sein. Das lässt sich mit der Vegetations- und Nutzungsgeschichte erklären, wie schon HÖLZEL (1996) für die Bayerischen Alpen sowie

RIGLING und SCHWEINGRUBER (1997) für das Landwassertal im Kanton Graubünden gezeigt haben.

5.2 Ökologie der Waldföhrenwälder

Bestandesdynamik

Die Waldföhre als Pionierbaumart, mit ihrer Flut an leichten, flugfähigen Samen, ist allen übrigen einheimischen Baumarten bezüglich Besiedlung von Ruderal- und Extremstandorten überlegen. Sie erträgt sowohl nasse als auch extrem trockene Anwuchsbedingungen, bevorzugt Rohboden, ist aber auch in der Lage, mächtige organische Auflagen zu besiedeln (PERREN *et al.*, 1993). Sie wächst auf nahezu allen Böden, wie etwa sauren oder basischen Rohböden sowie weit entwickelten Verwitterungsböden (PLUMETTAZ CLOT, 1988; OTT *et al.*, 1997). Fröste und hohe Temperaturen vermögen ihr kaum etwas anzuhaben (LEIBUNDGUT, 1984). Ihre Langlebigkeit unterscheidet sie von anderen Pionierbaumarten: in den Schutzwäldern von Graubünden und im Wallis (Erico- und Ononido-Pineten) sind 200 bis 300 Jahre alte Waldföhrenbestände keine Seltenheit; einzelne Exemplare sind bis zu 450-jährig (RIGLING und SCHWEINGRUBER, 1997). Es ist also einzig ihre Konkurrenzschwäche, die sie anderen Baumarten gegenüber langfristig unterlegen macht. Im Wallis finden sich heute ausgedehnte Waldföhrenwälder auf der süd- und nordexponierten Talseite, vom Talboden (500 m ü. M.) bis gegen 1500 m ü. M. Entsprechend ihrer Entstehungsgeschichte und ihres Standortes präsentieren sich die Bestände in sehr unterschiedlicher Struktur.

Da sind einerseits die «echten» Waldföhrenwälder des Erico-Pinions, die sich als Dauerwaldgesellschaften auf Extremstandorten wie Felsbändern und steilen, flachgründigen Südhängen bis auf etwa 1500 m ü. M. behaupten können. In der kollinen Stufe sind Flaumeichen und eventuell einzelne Mehlbeeren beigemischt. In höheren Lagen der montanen Stufe sind einzelne Fichten zu finden. Die Bäume sind knorrig und in der Regel stark drehwüchsig, oft mit abgeplatteten Kronenformen. Die Baumhöhen erreichen ca. 15 m (PERREN *et al.*, 1993).

Auf trockenen, strahlungsintensiven Standorten der süd-, west- und ostexponierten Talflanken, unterhalb 1200 m ü. M., ist die Flaumeiche aufgrund ihrer Konkurrenzkraft in der Lage, die Waldföhre zu bedrängen oder gar zu dominieren (BURNAND, 1976). Die Übergangszone zwischen den Flaumeichen- und Waldföhrenwäldern ist aber sehr breit, und sie treten entsprechend verzahnt und vermischt im Gelände auf.

Neben den Waldföhren-Dauerwaldgesellschaften finden sich in der montanen Stufe Waldföhrenbestände, die im Zuge der grossen Waldrodungen des letzten Jahrhunderts entstanden sind und heute ausgedehnte Areale bedecken. Entsprechend ihrer Standortsbedingungen erreichen diese Bestände Baumhöhen von 15 bis 25 m, die Wuchsform ist viel langgestreckter, die Kronen sind feinastiger als auf den Trockenstandorten. Viele dieser Bestände weisen heute durch die Wiederbesiedlung der ursprünglichen Baumarten mehrschichtige Bestandesstrukturen auf. Die Waldföhrenoberschicht wird durch eine Unterschicht, bestehend aus Fichten oder Weiss-tannen, bedrängt und mit der Zeit abgelöst. Diese Prozesse der Sukzession sind im «Telwald» ebenso wie im ganzen Kanton Wallis in vollem Gange und werden die Fläche der Waldföhrenbestände laufend verkleinern.

Insekten und Feuer

Insektenkalamitäten des Grossen und Kleinen Waldgärtners (*Tomicus piniperda* L. und *T. minor* Htg.), des Kiefernspinners (*Dendrolimus pini* L.) oder des Sechszähligen Kiefernborckenkäfers (*Ips acuminatus* Gyll.), die zum System der Waldföhrenwälder gehören, können das Zurückweichen der Waldföhre

zusätzlich beschleunigen. Das Auftreten von Insektenkalamitäten hängt von folgenden Faktoren ab (BERRYMAN, 1989; COULSON und WITTER, 1984):

- Vorhandensein der Wirtspflanze in grossen Mengen,
- reduzierte Widerstandskraft der Wirtsbäume infolge Einwirkung anderer Stressfaktoren,
- latentes Vorhandensein der «Schadinsekten»,
- günstige klimatische Bedingungen zur Populationsentwicklung und
- geringe Populationsgrösse ihrer Feinde.

Im Wallis ist die Mehrzahl dieser Bedingungen erfüllt und die Wahrscheinlichkeit der Entstehung von grossen Insektenpopulationen ist entsprechend gross.

Wie die Waldbrandstatistik (PERNSTICH, 1998, und mündliche Mitteilung) belegt, ist Feuer ein ernstzunehmender Faktor für die Walliser Wälder. Speziell in den Waldföhrenwäldern spielt Feuer eine sehr wichtige Rolle, da es ökologisch sehr eng mit der Bestandesdichte und der Entwicklung von Insektenpopulationen verhängt ist. WRIGHT und HEINSELMANN (1973) sprechen von Feuer als Kontrollsystem über Insekten, Parasiten und Pilze. Häufige und deshalb wenig intensive Grundfeuer reduzieren die Gefahr von Borkenkäferbefällen, indem sie die Insektenpopulationen laufend zurückdrängen. Die Bestandesdichte wird ebenfalls reduziert, indem vor allem junge Bäume und Sträucher vernichtet werden. Dadurch verkleinert sich der konkurrenzbedingte Stress der Einzelbäume (AGEE, 1994). Feuer stellt also ein regulierendes Element der Bestandesdynamik dar und verbessert die Wachstumsbedingungen der überlebenden Bäume (KILGORE, 1973). Es ist durch folgende Einflussgrössen bestimmt (KILGORE, 1973 und AGEE, 1994):

- Quantität, Qualität und Lage des brennbaren Materials,
- klimatische Bedingungen (Trockenheit, Wind, Temperatur),
- Topographie des Geländes.

Auch diese Bedingungen sind im Wallis in zunehmend hohem Masse erfüllt. Die Waldbrandgefahr ist gross und wird wahrscheinlich im Zuge der aktuellen Veränderung der Waldnutzungen, wie z. B. Aufgabe der Beweidung (MADANY und WEST, 1983; SAVAGE und SWETNAM, 1990), und der hohen Mortalitätsraten der Waldföhren noch zunehmen.

Die Waldföhrendauerwaldgesellschaften, die sich auf Extremstandorte beschränken, sind wegen ihrer meist kleinen Bestandesgrösse weniger waldbrand- und insektengefährdet als die übrigen Waldföhrenbestände. Diese erstrecken sich oft über grosse Flächen und verfügen im fortgeschrittenen Sukzessionsstadium über viel Totholz.

5.3 Fluorschäden im Wallis

Die Industrialisierung im Kanton Wallis wurde durch die Rhonekorrektur, die damit verbundene Landgewinnung im Talboden und durch das Vordringen der Eisenbahn ins Tal initiiert (KEMPF, 1985). Der Bau von Wasserkraftwerken ermöglichte die Ansiedlung von energieintensiven Industriezweigen, wie z. B. der chemischen und der Aluminiumindustrie. 1897 wurde in Gampel ein Chemiewerk eröffnet, das 1909 die Produktion nach Visp verlegte. In den Jahren 1907 und 1908 nahmen die beiden Aluminiumhütten in Martigny und Chippis den Betrieb auf. Die bei der industriellen Aluminiumherstellung anfallenden Fluoremissionen wurden schon wenige Jahre nach Aufnahme der Produktion mit auftretenden Schäden an umliegenden landwirtschaftlichen Kulturen und am Wald in Zusammenhang gebracht (FAES, 1921; WILLE, 1922). 1962 nahm das Aluminiumwerk in Steg die Produktion auf (RICKLI *et al.*, 1989). Die Landwirtschaftskrise von 1948

bis 1950 löste schliesslich die «nouvelle politique d'industrialisation» aus. Dieses Wirtschaftsförderungsprogramm führte das Wallis vom Agrar- zum Industriekanton. Parallel dazu nahm der Motorfahrzeugverkehr bis heute drastisch zu. Zu den Fluorimmissionen kamen noch Schwefeldioxid, Stickoxide, Kohlenwasserstoffe sowie deren Umwandlungsprodukte dazu (KONTIC *et al.*, 1986). Diese Schadstoffentwicklung einerseits und die «Immissionsanfälligkeit» des Walliser Rhonetals infolge häufiger Inversionslagen andererseits führten zu einer ausgeprägten Immissionsbelastung, die im sogenannten «Walliser Fluorkrieg» in den 70er Jahren ihren ersten Höhepunkt erreichte (FLÜHLER *et al.*, 1981). Die Waldschadensuntersuchungen konzentrierten sich in der Folge auf die Fluorimmissionen.

Die Fluorschäden zeigten sich in Form von Nekrosen an Blättern und Nadeln verschiedener Pflanzen. Am augenfälligsten war dies in den landwirtschaftlichen Kulturen, vor allem an Weinreben und Obstbäumen. Auch die Waldföhre zeigte Nekrosen an den Nadeln. BOLAY und BOVAY (1965) unterteilten die häufigsten Kultur- und Waldpflanzen des Wallis bezüglich ihrer Empfindlichkeit gegenüber Fluorgasen in verschiedene Gruppen, die von sehr sensibel bis tolerant reichten: von den Waldbäumen wurde einzig die Waldföhre als sensibel eingestuft. Die Fluorbelastung war Ende der 60er Jahre derart hoch, dass sogar in Knochen und Zähnen von Kühen die Fluorakkumulationen nachgewiesen werden konnten (BOVAY und ZUBER, 1972).

Die Konzentrationen der verschiedenen Fluorverbindungen variierten je nach Gegend sehr stark. Im Pfywald lagen die Fluorgehalte in den Nadeln der Waldföhre bei über 400 ppm, im Raum Visp zwischen 8 und 16 ppm (FLÜHLER *et al.*, 1981). Oberhalb Brig und in den Seitentälern lagen die Fluorkonzentrationen im Bereich derjenigen unbelasteter Gebiete. Laborversuche ergaben, dass ab einem Fluorgehalt von 10 ppm in den Nadeln und Blättern mit einer Vitalitätseinbusse gerechnet werden muss.

Der Einbau effizienter Filteranlagen Anfang der 80er Jahre reduzierte den Fluorausstoss. Die Depositionsraten senkten sich auf 2% der ursprünglichen Höchstmengen (FLÜHLER *et al.*, 1985). RICKLI *et al.*, (1989) haben in ihren Untersuchungen eine Reduktion der Fluorakkumulation in Waldföhrennadeln auf rund 30% festgestellt – sie waren aber immer noch deutlich höher als in fluorfreien Gebieten. Die Reduktion des Schadstoffausstosses hat die augenfälligsten Schadmerkmale, die Verbrennungen und Nekrosen, zum Verschwinden gebracht, und somit dürfte der Assimilationsapparat der Pflanzen diesbezüglich entlastet worden sein. Wie steht es aber mit der schädigenden Wirkung von Fluor im Boden? POLOMSKI *et al.* (1981) stellen in ihren Walliser Untersuchungen fest, dass «jahrzehntelang andauernde intensive Fluorimmission zu einer eindeutig nachweisbaren Bodenkontamination führt». Diese Bodenkontamination läuft auf zwei Ebenen ab: Einerseits werden bei Anwesenheit von Fluor die leicht löslichen organischen Substanzen verstärkt ausgewaschen. Das Fehlen dieser Substanzen, welche für die Mikroorganismen lebenswichtig sind, führt zu einer Reduktion der biologischen Aktivität und somit zu einer Verschlechterung der Nährstoffversorgung. Andererseits können die durch Fluor freigesetzten Aluminium-Verbindungen phytotoxisch wirken (POLOMSKI *et al.*, 1981). KÜHNERT *et al.* (1993) kommen in ihren Untersuchungen in Oberösterreich ebenfalls zum Schluss, dass ein grosser Teil des eingetragenen Fluors im Boden und im Auflagehumus langfristig deponiert wird. Dies kann zur Beeinträchtigung der Vegetation aufgrund der Aufnahme von pflanzenverfügbarem Fluor aus dem Boden und zu mangelnder Nährstoffversorgung infolge Störung von Boden- und Humusdynamik führen.

EGLI und OTERDOOM (1989) konnten nachweisen, dass das Mykorrhizawachstum durch Fluor deutlich gehemmt wird, was sich negativ auf die Wasser- und Nährstoffaufnahme auswirken kann.

Die Dekontamination findet je nach Standortverhältnissen nur sehr langsam statt (RICKLI *et al.*, 1989). Bei Böden mit kleiner Wasserbewegung, d. h. auf Trockenstandorten, wie wir sie in den Walliser Waldföhrenwäldern meist vorfinden, bleibt die Fluorkonzentration im Boden praktisch konstant. Noch 1988, also knappe 10 Jahre nach der Reduktion des Schadstoffausstosses, haben RICKLI *et al.* (1989) in der Region Sierre bis in eine Bodentiefe von 150 cm erhöhte Fluorwerte festgestellt, die bezüglich Verteilung und Konzentration den Messungen von Flühler *et al.* aus den Jahren 1981 und 1984 entsprechen.

Fluor kann also die Böden und somit die Standortseigenschaften nachhaltig verändern und stellt demnach heute noch einen Stressfaktor dar.

5.4 Waldschäden im «Telwald»

1937 wurde in einem Expertenbericht erstmals von Waldschäden im «Telwald» gesprochen, die mit den Immissionen des nahegelegenen Chemiewerkes in Verbindung gebracht wurden (SCHERRER, 1988). Als Folge davon erfolgten grossflächige Zwangsnutzungen. Die Obergrenze der Schadzone lag damals bei etwa 850 m ü. M. Ein Expertenbericht aus dem Jahre 1946 spricht von einer oberen Grenze von 900 m ü. M. Nach 1946 und 1965 fanden grosse Zwangsnutzungen unterhalb etwa 1000 m ü. M. statt. Die heutige Obergrenze (1997) des Schadgebietes liegt auf etwa 1100 m ü. M., südlich des «Uezugschleif» sogar auf gegen 1250 m ü. M. Die aktuelle Fläche der stark betroffenen Bestände dürfte sich auf über 30 ha Wald belaufen, wovon ein grosser Teil bereits zwangsgenutzt ist. Der Verlauf der Ausbreitung, im Gelände von unten nach oben, wird bereits von PFISTER und EGGENBERGER (1988) in ihrem Bericht zum Nationalen Forschungsprogramm 14+ erwähnt.

SCHERRER (1988) erwähnt, dass im Jahre 1965 Schadenersatzzahlungen des Chemiewerkes an die Burgergemeinde Visp geleistet wurden. Aufgrund welcher Untersuchungen diese Zahlungen erfolgten, ist nicht bekannt. Über das Ausmass der Immissionsbelastung durch das Chemiewerk ist ebenfalls nur wenig bekannt; es existieren keine Veröffentlichungen. Seit 1990 werden Messungen zur Luftqualität im Raume Visp durchgeführt (Messstationen Eggerberg und Brigerbad) (SERVICE CANTONAL DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT, 1998). Die Messreihen sind zu kurz, um in Zusammenhang mit den dendroökologischen Untersuchungen ausgewertet zu werden.

Mangels Luftqualitätsmessungen wurden 1992 Nadelanalysen von Waldföhren aus dem «Telwald» durchgeführt. Die Elementgehalte zeigten ein den Standorten entsprechendes Bild und können das Absterben der Waldföhren keinesfalls erklären (LANDOLT, mündliche Mitteilung). Die jährlichen Schadenersatzzahlungen durch das Chemiewerk erfolgen aber bis heute.

FLÜHLER *et al.* (1981) geben bezüglich der Fluorimmissionen (vor Einbau der Filteranlagen) eine Belastung von bis zu 16 ppm Fluorverbindungen in einjährigen Waldföhrennadeln an. Da diese Belastung vergleichsweise gering war, konnten die Waldschäden in Visp ursächlich nie eindeutig den Fluorimmissionen zugeordnet werden. Dies im Gegensatz etwa zum Pfywald, wo Verbrennungen an Nadeln und Blättern ganz klar den Fluorimmissionen zugeschrieben werden konnten.

Das heisst also, dass die hohen Waldföhrenmortalitätsraten im «Telwald» weder einem Emittenten noch einer bestimmten Immission zugeordnet werden können.

Die räumliche Verteilung der toten Waldföhren scheint sich im Verlaufe der Zeit deutlich verändert zu haben. FLÜHLER *et al.* (1981) beschreiben die Waldschäden folgendermassen: «Es ist für das Schadensbild kennzeichnend, dass am gleichen Standort gesunde, vitale Bäume unmittelbar neben geschädigten, abgestorbenen Individuen stocken. Daraus ergibt sich ein mosaikartiges Schadensmuster, also nicht eine nestartige Verteilung, wie sie bei Insektenkalamitäten zu beobachten ist.» Auch in verschiedenen Begehungsprotokollen zu Beginn der 90er Jahre (FORSTER, 1990, 1992; JANSEN, 1991; HEINIGER und LAWRENZ, 1991; HEINIGER und ENGESSER, 1993) werden ausdrücklich tote Einzelbäume erwähnt. Im Gegensatz dazu treten heute zusätzlich zur diffusen Verteilung der toten Waldföhren eigentliche Befallsfronten auf (RIGLING, 1996; FORSTER, 1997; POUTTU, 1997). Dieser offensichtliche Wechsel im Befallsbild lässt sich anhand von Luftbildern aus den Jahren 1986 und 1997 klar belegen (MAUSER, mündliche Mitteilung). Die absterbenden Bäume innerhalb dieser Befallsfronten sind fast ausschliesslich sehr stark vom Waldgärtner (*Tomicus piniperda* und *T. minor*) befallen (POUTTU, 1997; FORSTER, 1997). Hingegen ist die Todesursache für die verstreut in den Beständen stehenden toten Bäume meist nicht offensichtlich.

In verschiedenen Protokollen (HEINIGER und LAWRENZ, 1991; HEINIGER und ENGESSER, 1993; FORSTER, 1997) wurde wiederholt auf den Pilz *Cenangium ferruginosum* Fr., den Erreger des Triebsterbens, hingewiesen, der vereinzelt in den Beständen gefunden wurde. Dieser Pilz wird als Hauptverursacher des Kiefernsterbens in Österreich genannt. Als prädisponierender Faktor gilt vor allem Trockenstress. Anhäufungen von Totholz beschleunigen die Ausbreitung (CECH und KREHAN, 1991). Diese Voraussetzungen sind im «Telwald» in hohem Masse gegeben. Der Pilz stellt wohl einen Stressfaktor für die einzelnen befallenen Bäume dar, er kann aber nicht für das Waldföhrensterben im Wallis hauptverantwortlich sein (HEINIGER und ENGESSER, 1993). LORENZ (1967) konnte zeigen, dass die Gallmücke (*Thecodiplosis brachytera* Schwaeg.) als Vektor für eine beschleunigte Verbreitung von *Cenangium* dienen kann. Es besteht die Vermutung, dass ähnliche Interaktionen zwischen *Cenangium* und dem Waldgärtner funktionieren und der Pilz somit durch den Reifungsfrass des Waldgärtners von Krone zu Krone übertragen wird (FORSTER, mündliche Mitteilung). Es ist daher denkbar, dass *Cenangium* in Zukunft eine bedeutendere Rolle spielen wird.

Eine ganze Reihe von Schadinsekten, unter anderen auch der Waldgärtner, wurde regelmässig in den Protokollen des

PBMD genannt, diskutiert und ebenfalls als nicht hauptverantwortlich eingeschätzt. Die Aufzeichnungen von BÜTIKOFER (1988) zeigen, dass es in den Waldföhrenwäldern im Wallis im Verlaufe dieses Jahrhunderts immer wieder zu Befällen unterschiedlicher Grössenordnung durch den Waldgärtner kam. In den Jahren 1948 bis 1956 wurde von Invasionen des grossen Waldgärtners in den Waldföhrenwäldern der Gemeinden Miège, Salgesch, Varen, Leuk, Erschmatt, Bratsch sowie im Saastal berichtet. SCHERRER (1988) erwähnt für den «Telwald» im Jahre 1977 einen grösseren Waldgärtnerbefall und weist darauf hin, dass dieser Käfer zumindest mitverantwortlich für das Absterben der Bäume ist. Wie gross und welcher Art die Schäden dieser «Befälle» waren, geht aus den Unterlagen meist nicht hervor. Es ist somit nicht ersichtlich, ob die Bäume durch den Befall abstarben und wie die räumliche Verteilung der toten Bäume war. Wir können mit Sicherheit sagen, dass Befallsfronten, wie wir sie heute im «Telwald» bezüglich Flächengrösse und Intensität vorfinden, zumindest in den letzten zwanzig Jahren im Wallis nicht auftraten. Offenbar konnte sich der Waldgärtner, der in den Waldföhrenwäldern latent vorhanden ist und zum System gehört, in den letzten Jahren zu einer Population aufbauen, die ganze Bestände vernichten kann.

5.5 Dendroökologische Auswertung der Untersuchungsbestände

Alters- und Bestandesstruktur

Die ältesten lebenden Waldföhren in den drei Untersuchungsbeständen sind etwa 185 Jahre alt (Abbildung 2). Die Altersverteilung der lebenden Waldföhren ist in den Untersuchungsbeständen 1 und 2 nahezu identisch. Die meisten Bäume samteten sich innerhalb von 50 Jahren, bis ca. 1860, an. Bestand 3 hingegen weist eine zweigipflige Altersverteilung auf. Die älteren Bäume der Oberschicht haben dasselbe Alter wie die Oberschicht der Bestände 1 und 2. Die Mehrzahl der Bäume jedoch samtete sich innerhalb von knapp 10 Jahren, nach 1890, an. Die toten Waldföhren zeigen in allen drei Beständen die gleiche Altersstruktur wie die lebenden Waldföhren. Die Fichten in Bestand 1 sind innerhalb von 30 Jahren, nach 1840, angesamt und sind somit mindestens 30 Jahre jünger als die ältesten Waldföhren, aber noch im Bereich der jüngeren Waldföhren. In Bestand 2 ist der Ansamlungszeitraum der Fichten viel ausgedehnter, nämlich rund 110 Jahre. Während die älteste Fichte

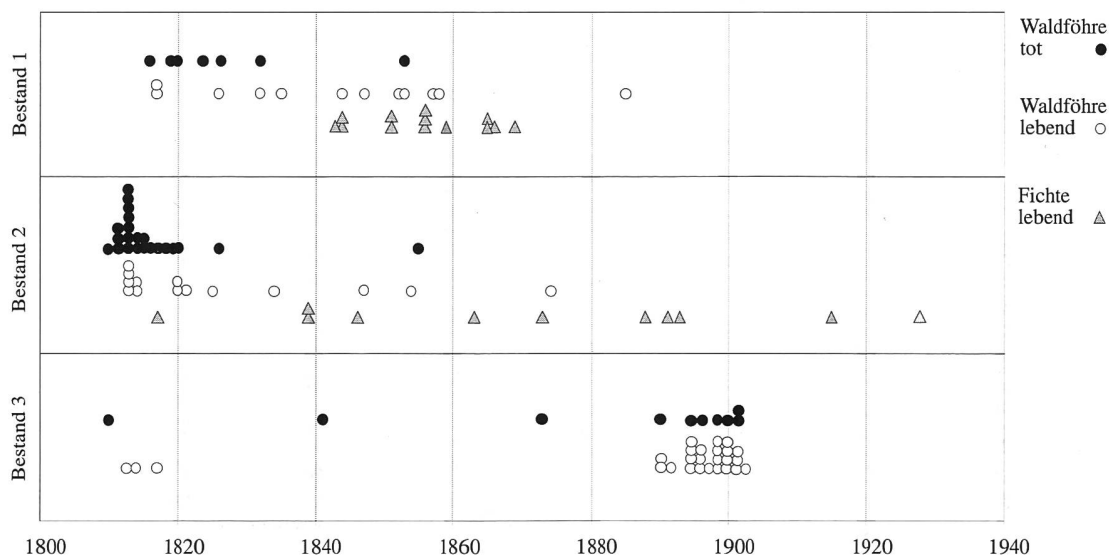


Abbildung 2: Altershistogramme der Untersuchungsbestände (nur Bäume der Oberschicht). Die ältesten Waldföhren der drei Bestände sind etwa 190 Jahre und somit gleich alt. Die toten Waldföhren sind gleich alt wie die lebenden. Die Fichten in Bestand 1 haben sich etwa 30 Jahre nach den Waldföhren angesamt. In Bestand 2 haben sich die Fichten über einen Zeitraum von mehr als 100 Jahren installiert. In Bestand 3 sind einige 190jährige Bäume vorhanden, währenddem der Grossteil rund 100 Jahre alt ist.

aus dem Jahre 1818 datiert, also etwa gleich alt ist wie die ältesten Waldföhren, ist die jüngste erst 1928 angesamt. Die ältesten Bäume in allen Beständen datieren aus der gleichen Zeit, nämlich dem Anfang des 19. Jahrhunderts. Zu dieser Zeit fanden im ganzen Alpenraum verheerende Waldzerstörungen statt, in Form von grossflächigen Kahlschlägen und Brandrodungen. Die Vermutung liegt nahe, dass unsere Bestände nach derartigen Waldverwüstungen entstanden sind.

Die Basalflächen der Untersuchungsbestände liegen zwischen 53 und 64 m²/ha und sind somit recht ähnlich (Abbildung 3). Die Stammzahlen hingegen variieren sehr stark. Die Bestände 1 und 2 weisen Stammzahlen von rund 1000 Stk. pro ha auf, während Bestand 3 gegen 1800 Stämme pro ha zählt. Entsprechend dieser hohen Stammzahlen und der daraus folgenden hohen Licht- und Wasser Konkurrenz sind die Kronen nur sehr klein ausgeformt und schwach benadelt, der Bestand nur einschichtig mit kaum vorhandener Verjüngung.

Die BHD-Verteilung (Abbildung 3) des Bestandes 1 zeigt für die lebenden Waldföhren eine zweigipflige Verteilung mit

Optimum in den Klassen 30 und 40 cm. Die Verteilung reicht von Klasse 25 bis 55 cm. Die toten Waldföhren belegen, trotz gleichen Alters, deutlich kleinere BHD-Klassen, was darauf hindeutet, dass diese Bäume mehrheitlich unterdrückt und somit erhöhtem Konkurrenzdruck ausgesetzt waren.

Die Verteilung der Fichten erstreckt sich über einen sehr grossen Bereich mit Minimum in der Klasse 5 cm und Maximum in der Klasse 65 cm. Die grossen Maximalwerte deuten die Möglichkeiten der Fichte auf diesem Standort an. Es sind viele Fichten in kleinen Durchmesserklassen vertreten, welche die bestandesinterne Konkurrenz zunehmend erhöhen dürften. Die toten Fichten belegen kleinere Durchmesserklassen, was wiederum als Indiz für hohe bestandesinterne Konkurrenz gewertet werden kann. Die Flaumeiche dürfte hier keine entscheidende Rolle spielen, sind doch alle vorhandenen Exemplare, wahrscheinlich infolge Lichtmangels, abgestorben. Hingegen ist die Weisstanne durchaus in der Lage, diesen Standort zu erschliessen, was ein Exemplar in der Fläche und mehrere sehr vitale mitherrschende Weisstannen in unmittelbarer Nähe belegen.

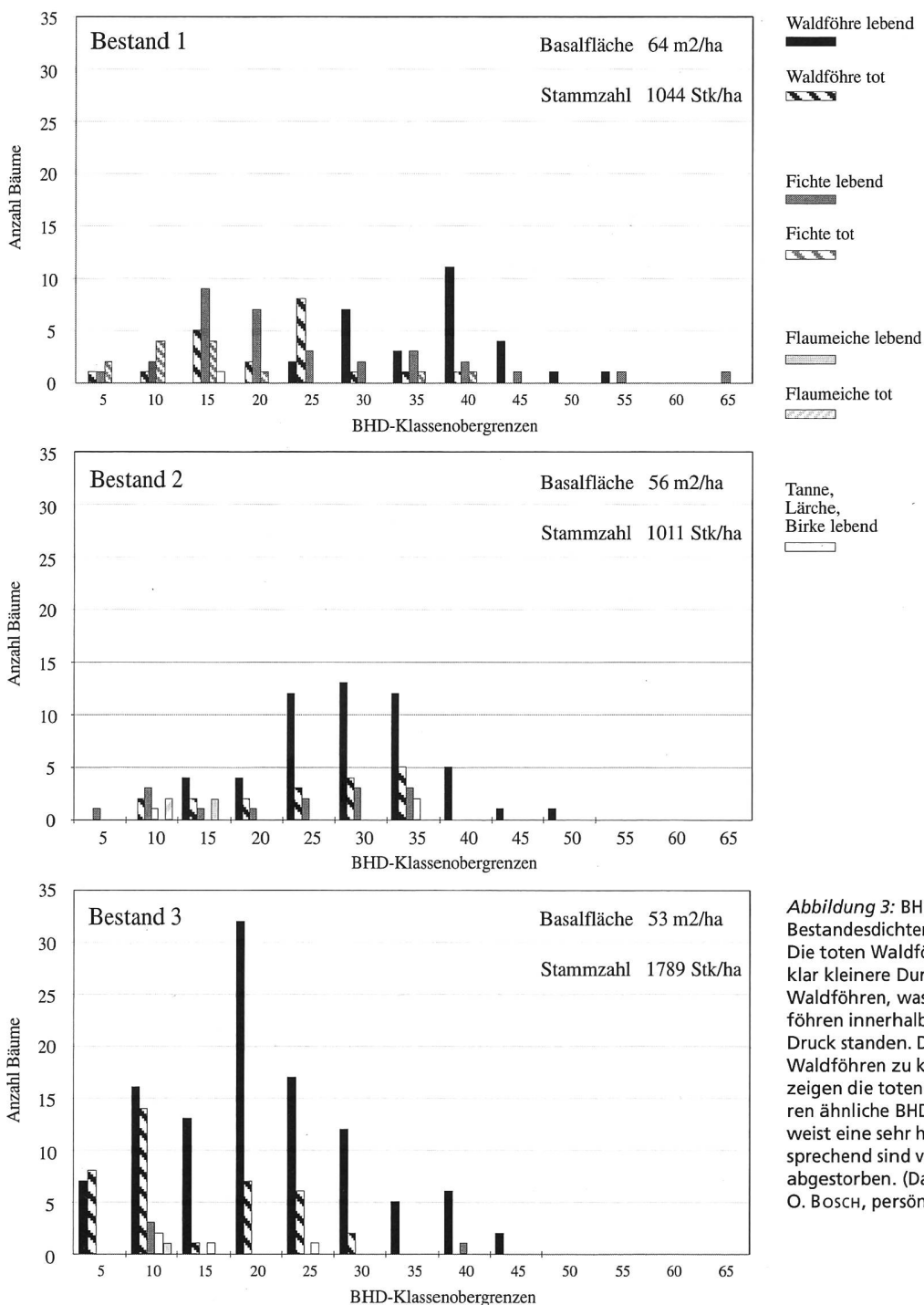


Abbildung 3: BHD-Verteilung, Basalflächen und Bestandesdichten der Untersuchungsbestände. Die toten Waldföhren in Bestand 1 weisen klar kleinere Durchmesser auf als die lebenden Waldföhren, was heisst, dass die toten Waldföhren innerhalb des Bestandesgefüges unter Druck standen. Die Fichten sind im Begriff, die Waldföhren zu konkurrenzieren. Bei Bestand 2 zeigen die toten und die lebenden Waldföhren ähnliche BHD-Verteilungen. Bestand 3 weist eine sehr hohe Bestandesdichte auf. Entsprechend sind vor allem unterdrückte Bäume abgestorben. (Datenquelle: J. INNES und O. BOSCH, persönliche Mitteilung).

Die lebenden Waldföhren in Bestand 2 sind bezüglich BHD annähernd normalverteilt, mit Optimum in der Klasse 30 cm. Die toten Waldföhren zeigen eine rechtsschiefe Verteilung mit Optimum und Maximum in Klasse 35 cm, was bedeutet, dass keinesfalls nur unterdrückte Bäume abgestorben sind. Die Bestandeskonkurrenz scheint in diesem Bestand geringer zu sein, was auch durch die geringe Anzahl lebender Fichten und das Fehlen von toten Fichten bestätigt wird. Konkurrenz kommt als Hauptursache für den Tod der Waldföhren nicht in Frage.

Wie *Abbildung 2* zeigt, besteht die Oberschicht des Bestandes 3 mehrheitlich aus etwa 100jährigen Bäumen, ist also deutlich jünger als in den Beständen 1 und 2. Demzufolge sind die schwächeren Durchmesserklassen in Bestand 3 stärker vertreten als in den beiden anderen Beständen. Die Verteilung der toten Waldföhren auf mehrheitlich kleine Durchmesserklassen sowie die sehr hohen Stammzahlen lassen wiederum auf hohe bestandesinterne Konkurrenz schliessen. Das Fehlen der Fichte dürfte mit den im Vergleich zu den anderen Beständen trockeneren Standortsbedingungen, die nur schwache

Beimischung der Flaumeiche mit der sehr hohen Stammzahl und somit hohen Abschattung erklärt werden.

Bestandeswachstum

Die Wachstumskurven der verschiedenen Bestände und Baumarten (*Abbildung 4*) zeigen mit Werten zwischen 0,8 und 0,9 hohe Gleichläufigkeiten (KAENNEL und SCHWEINGRUBER, 1996). Das Wachstumsniveau der Baum- und Bestandesmittelkurven kann phasenweise zwar beträchtlich variieren, die Ausschläge der einzelnen Jahre hingegen sind synchron.

Der Vergleich der Wachstumskurven mit dem Wachstumsmodell veranschaulicht die Klimaabhängigkeit des Jahrringwachstums der Untersuchungsbestände.

Das gute Jugendwachstum der Waldföhren der Bestände 2 und 3 deutet auf gute Anwuchsbedingungen ohne grössere Bestandeskonkurrenz, z. B. nach Kahlschlag oder Waldbrand, hin. Ein anderes Bild zeigt Bestand 1: die Waldföhren sind vermutlich unter Schirm aufgewachsen. Die erneute Wachstumszunahme der Waldföhren in Bestand 3 um die Jahrhun-

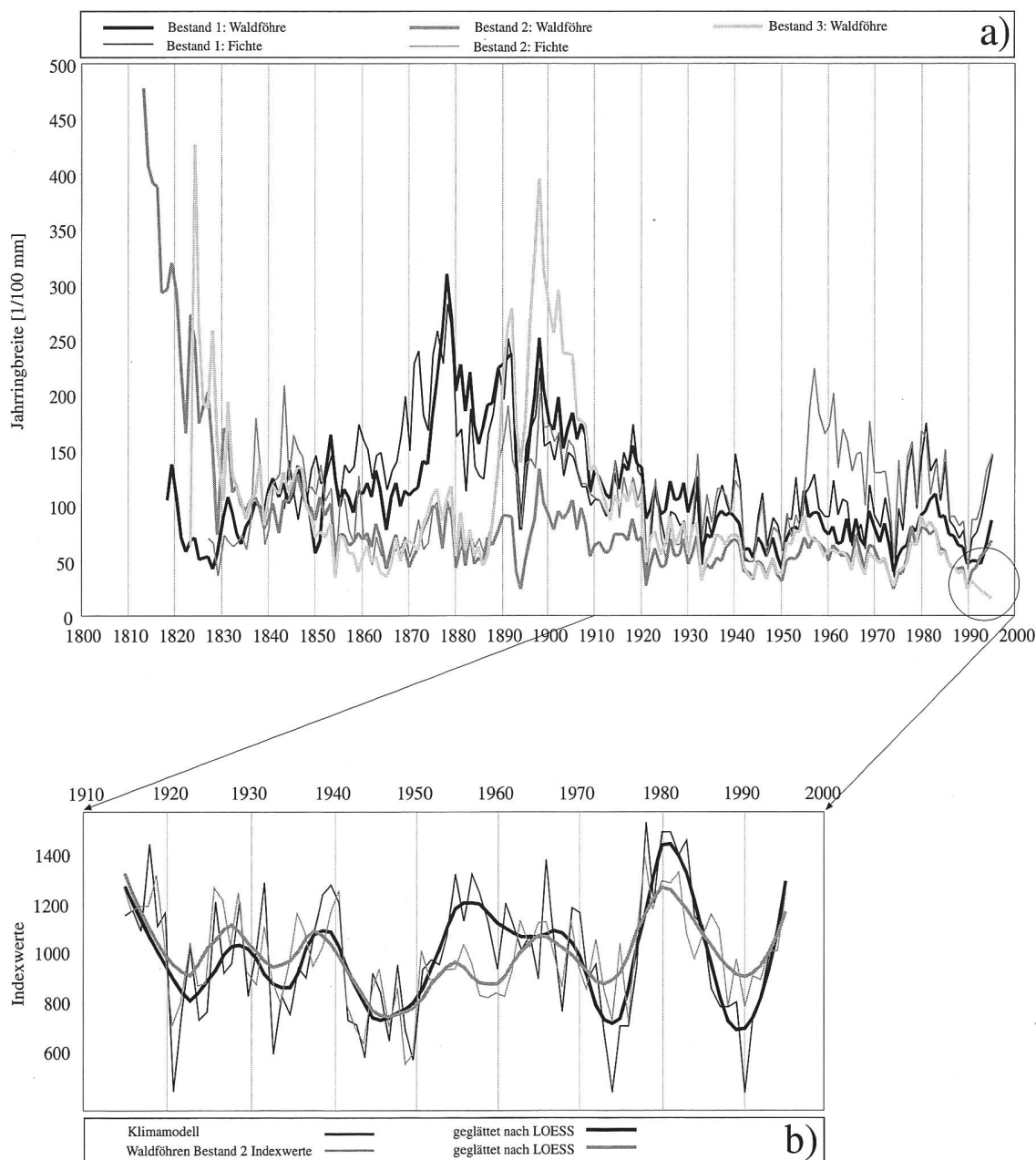


Abbildung 4: Bestandesmittelkurven a) und Wachstumsmodell b). Die Wachstumskurven der verschiedenen Bestände und Baumarten verlaufen synchron. Die Waldföhren in Bestand 3 zeigen nach 1992 einen drastischen Wachstumsabfall (Kreis), während die Bäume in den anderen Beständen einen positiven Wachstumstrend wie das Wachstumsmodell aufweisen. Die klimatischen Bedingungen kommen somit als Erklärung nicht in Frage.

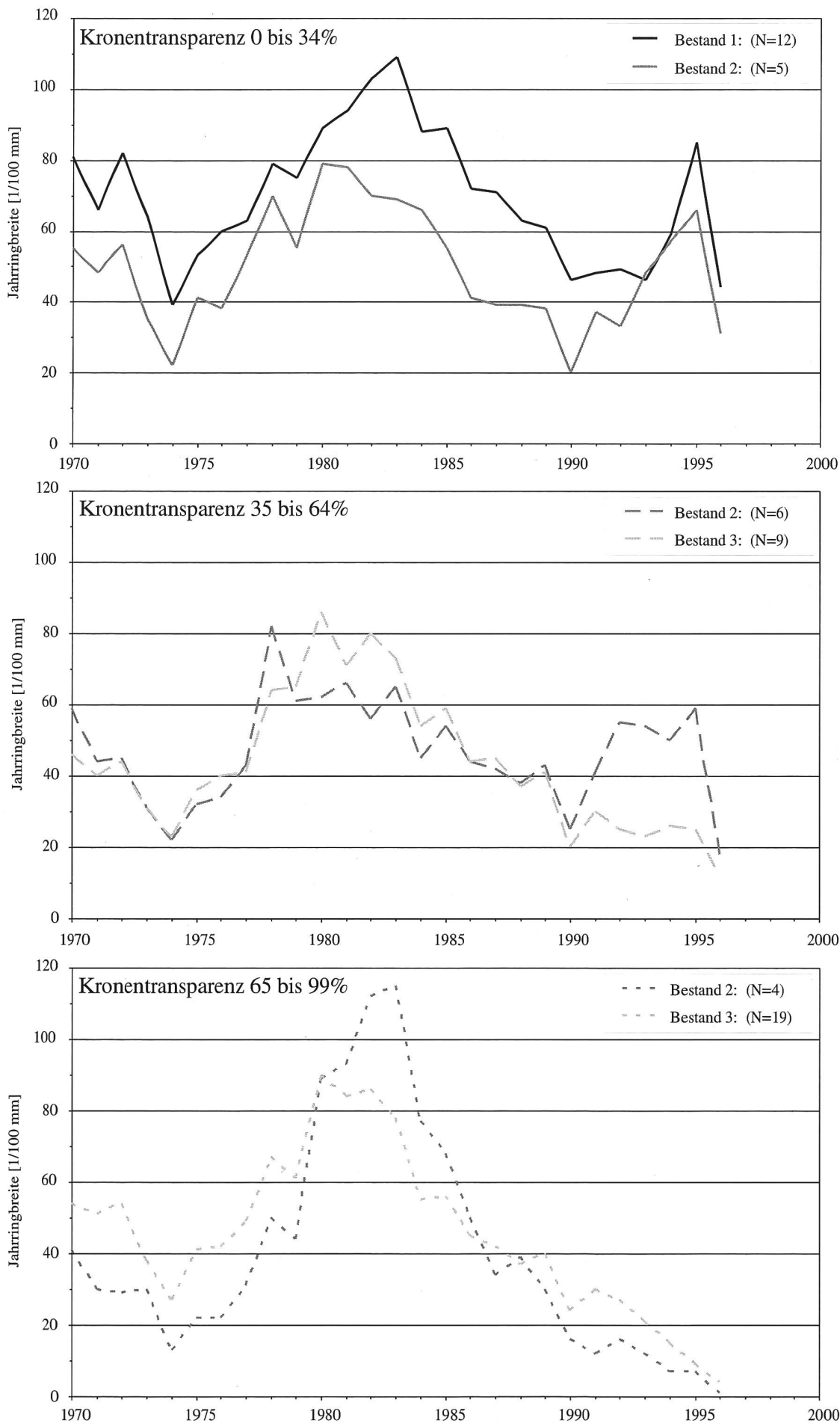


Abbildung 5: Vergleich des Radialzuwachses von Waldföhren mit verschieden starker Kronentransparenz. Bäume mit heute geringer Kronentransparenz zeigen nach 1991 eine deutliche Zuwachserholung. Bäume mit heute mittlerer Benadelungsdichte des Bestandes 3 zeigen nach 1991 infolge Waldgärtnerbefall keine Zuwachserhöhung. Bäume mit heute grosser Kronentransparenz weisen in den 80er Jahren sehr hohe Zuwachswerte auf, nach 1991 hingegen fallen sie auf ein sehr tiefes Niveau ab. (Datenquelle: M. DOBBERTIN, persönliche Mitteilung)

dertwende sowie der Waldföhren und Fichten in Bestand 1 nach 1865 ist hauptsächlich auf den Einwuchs junger und wuchskräftiger Bäume zurückzuführen. Da die älteren Bäume während dieser Einwuchsphasen ebenfalls einen Wachstumsanstieg verzeichnen, ist zu vermuten, dass die Bestände zu diesem Zeitpunkt punktuell aufgelichtet wurden (evtl. Durchforstung, Schneedruck, Windwurf).

Die Fichten in Bestand 2 zeigen nach 1955 einen deutlichen Wachstumsschub. Der Vergleich mit dem mittels Klimaparametern modellierten Wachstum zeigt für diese Zeit zunehmend verbesserte Wachstumsbedingungen. Da nicht alle Fichten des Bestandes diesen Wachstumsanstieg verzeichneten, könnte dies auf eine punktuelle Auflockerung des Bestandes hindeuten. Es ist vorstellbar, dass während der sehr trockenen 40er Jahre einzelne Bäume der Oberschicht abstarben und dadurch das Wachstum der sie umgebenden Bäume gesteigert wurde. Der Wachstumsanstieg nach den überdurchschnittlich trockenen Jahren 1971, 1973, 1974 und 1976 ist hingegen mit grosser Sicherheit den verbesserten klimatischen Wachstumsbedingungen zuzuschreiben, denn während der 70er Jahre fand keine Reduktion der bestandesinternen Konkurrenz statt, wie aus *Abbildung 4* ersichtlich ist.

Die Fichten der Bestände 1 und 2 weisen nach 1930 klar grössere Durchmesserzuwächse auf als die Waldföhren, was zeigt, dass die Standortbedingungen keinesfalls extrem trocken sind. RIGLING und SCHWEINGRUBER (1997) konnten für die Erika-Waldföhrenwälder im Albulatal (Graubünden) zeigen, dass die Fichten, wenn auf den Trockenstandorten noch vorhanden, grössere Höhen-, aber geringere Durchmesserzuwächse erreichen als die Waldföhren; auf besseren Standorten ist die Fichte der Waldföhre auch bezüglich Durchmesserzuwachs überlegen.

Die Waldföhren in Bestand 3 zeigen nach 1992 einen deutlichen Wachstumsabfall. Alle anderen Bestände und das Wachstumsmodell zeigen hingegen eine deutliche Wachstumszunahme in den letzten Jahren. Die klimatischen Bedingungen (hoch- und mittelfrequentes Signal) kommen somit als Erklärung für diesen Wachstumseinbruch nicht in Frage. Diesem Phänomen wird in den nächsten Abbildungen nachgegangen.

In *Abbildung 5* fokussieren wir auf die Jahre 1970 bis 1996. Die Waldföhren der drei Bestände wurden aufgrund des geschätzten Nadelverlustes in drei Gruppen aufgeteilt: Waldföhren mit geringem Nadelverlust (0–35%), Waldföhren mit mittlerem Nadelverlust (36–65%) und Waldföhren mit grossem Nadelverlust (66–99%). In Bestand 1 sind keine Waldföhren mit grossem Nadelverlust, in Bestand 3 keine Waldföhren mit geringem Nadelverlust vorhanden.

Die Waldföhren mit heute geringem Nadelverlust zeigen nach den Trockenjahren der frühen 70er Jahre eine massive Wachstumserholung, die 1980 bis 1983 kulminiert. 1990 zeigen die Bäume wiederum ein sehr geringes Wachstum. Zwischen 1990 (1992) und 1995 steigt das Wachstum wiederum deutlich an. Die Kurve von Bestand 1 verläuft auf etwas höherem Niveau. Der Verlauf der Wachstumskurven kann, wie wir in *Abbildung 4* gesehen haben, mit den klimatischen Bedingungen erklärt werden.

Der Kurvenverlauf der Waldföhren mit heute mittlerem Nadelverlust zeigt in Bestand 2 nach 1990 die erwartete Wachstumserholung, während die Kurve von Bestand 3 nach 1991 abfällt.

Die Waldföhren mit heute grossem Nadelverlust zeigen bis 1990 einen ähnlichen Kurvenverlauf wie die Bäume mit heute weniger Nadelverlust. In Bestand 2 ist in diesen Jahren

ein erstaunlicher Wachstumsschub zu beobachten. Nach 1992 reduziert sich das Wachstum in beiden Beständen (2 und 3) kontinuierlich auf nahezu Null. Sehr hoher Nadelverlust reduziert also das Jahrringwachstum. Im Bestand 3, wo sogar Bäume mit heute mittlerem Nadelverlust ein reduziertes Jahrringwachstum verzeichnen, kommt offensichtlich noch ein weiterer Faktor hinzu. Dabei dürfte es sich um den Waldgärtner handeln, der in diesem Bestand restlos alle Waldföhren, unabhängig von ihrer individuellen Verfassung (soziale Stellung, Nadelverlust, Wachstum), befallen hat. Aufgrund der Wachstumskurven vermuten wir, dass die Waldföhren 1992/93 befallen wurden.

Die *Abbildung 6* zeigt Mikroschnitte von noch lebenden Waldföhren aus dem Bestand 3. Deutlich sichtbar ist der

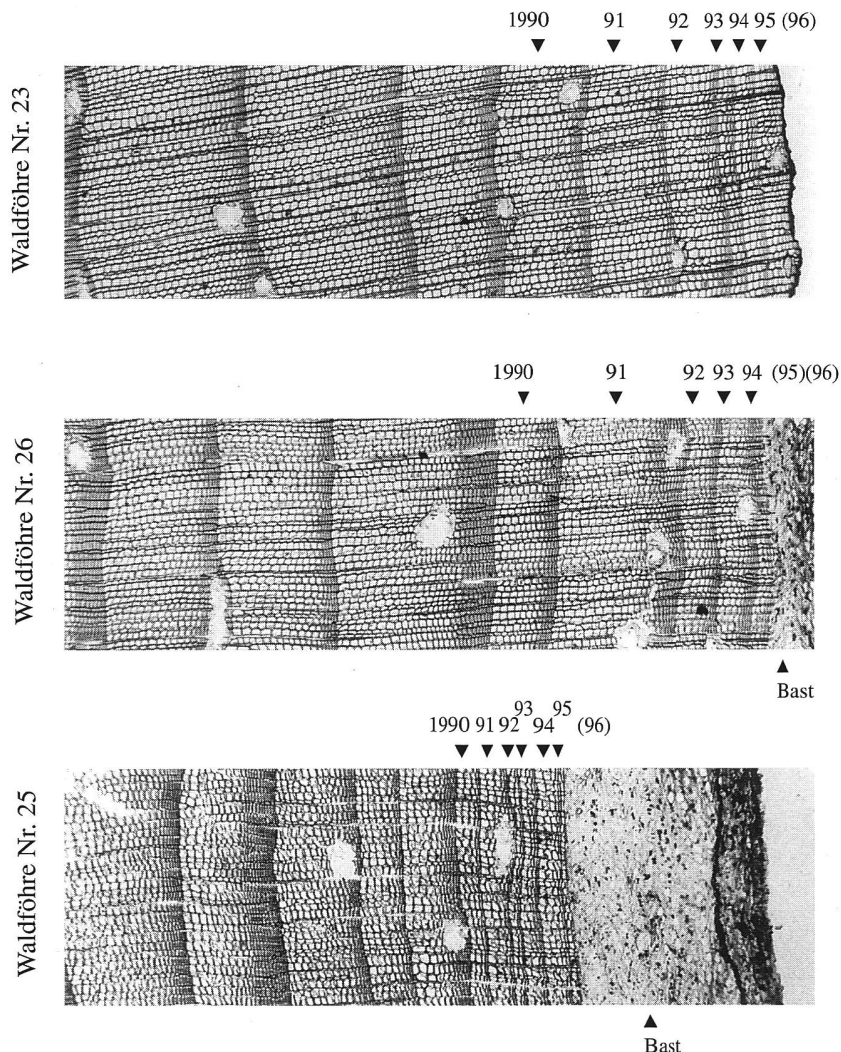


Abbildung 6: Mikroschnitte von Waldföhren aus Bestand 3 mit starkem Waldgärtnerbefall. Beginn der Wachstumsreduktion zwischen 1990 und 1993. Auskeilende (Nr. 26, 1994) und fehlende Jahrringe (1995 und 1996) sind feststellbar. (Vergrösserung 20:1).

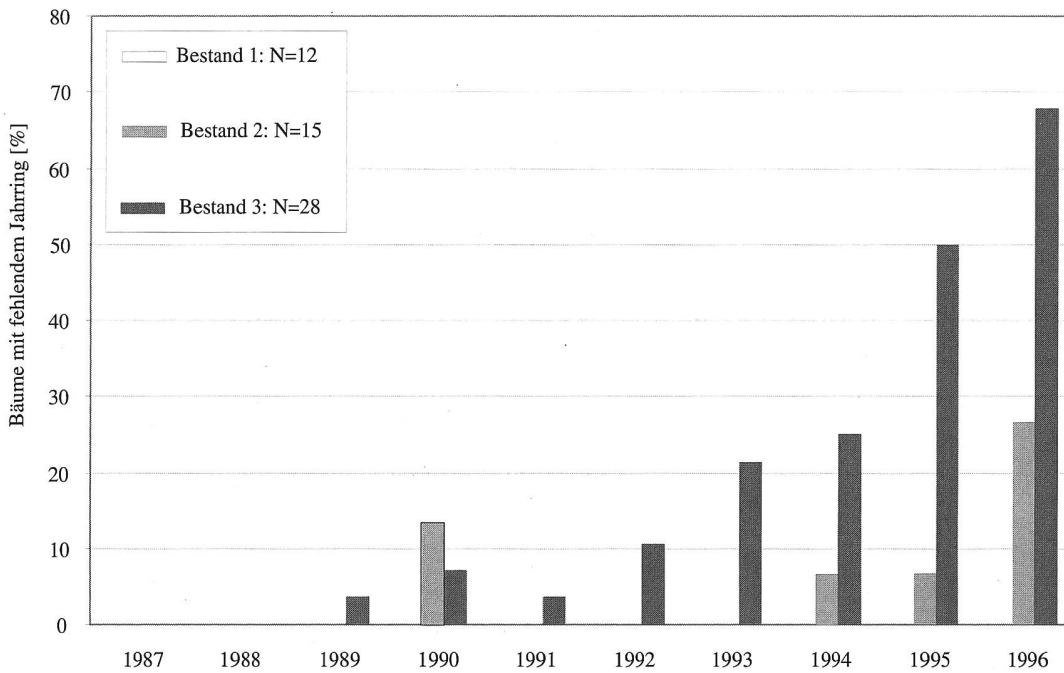


Abbildung 7: Fehlende Jahrringe zwischen 1987 und 1996. Die Bäume in Bestand 1 weisen keine fehlenden Jahrringe auf. In Bestand 2 und sehr deutlich in Bestand 3 ist eine starke Zunahme zu beobachten, welche vermutlich mit dem Reifungsfrass des Waldgärtners erklärt werden kann.

Wachstumsabfall 1990 bzw. 1993. Die Jahrringbreiten und vor allem die Spätholzbreiten nehmen ab. Auskeilende Jahrringe, d.h. Jahrringe, die sich nicht über den ganzen Umfang des Baumes erstrecken, sowie fehlende Jahrringe sind feststellbar. In Deutschland und Skandinavien konnten schon wiederholt Wachstumsreduktionen an Waldföhren, hervorgerufen durch den Waldgärtner, beobachtet werden (STROINK, 1982; FAGERSTRÖM *et al.*, 1977; NILSON, 1974). CZOKAJLO *et al.* (1997) konnten dies erstmals für Nordamerika nachweisen. Allen Beobachtungen gemeinsam ist, dass jeweils vor allem die Spätholzproduktion eingeschränkt war.

Bei der Auswertung der Bohrkerns zeigte sich für die Bestände 2 und 3 eine starke Häufung von fehlenden Jahrringen während der letzten Jahre. Die Abbildung 7 zeigt für jedes Jahr seit 1987, wieviele Waldföhren pro Bestand einen fehlenden Jahrring zu verzeichnen haben. Bestand 2 hat in den Jahren 1990, 1994, 1995 und 1996 fehlende Jahrringe zu verzeichnen. Bestand 3 zeigt ab 1989 fehlende Jahrringe, nach 1992 nimmt die Anzahl sehr stark zu und

erreicht 1996 rund 70%. Wir nehmen an, dass diese fehlenden Jahrringe mit dem Waldgärtnerbefall in Verbindung stehen. Dies bedeutet, dass nicht nur Bestand 3, sondern auch Bestand 2, wohl in schwächerem Masse, Waldgärtnerbefall aufweist.

Die Rolle der Misteln in den Waldföhrenwäldern ist unklar. Wir vermuten, dass die Mistel wegen ihrer optischen Auffälligkeit und dem Umstand, dass sie in schwach benadelten Bäumen besser sichtbar ist, immer wieder mit der hohen Waldföhrenmortalität in Zusammenhang gebracht wurde. KONTIC *et al.* (1986) konnten weder einen positiven noch einen negativen Einfluss der Misteln auf das Jahrringwachstum feststellen. Auch in unseren Untersuchungen fanden wir widersprüchliche Resultate: In zwei Untersuchungsbeständen konnte ein reduziertes Durchmesserwachstum von Bäumen mit Misteln festgestellt werden, im dritten Bestand wiesen die Bäume mit Misteln grössere Zuwächse auf. Das Problem dieser Analysen dürfte sein, dass der Faktor Misteln von anderen, gleichzeitig wirkenden Faktoren wie z. B. Grösse des Assimilationsapparates (Kronentransparenz) überlagert

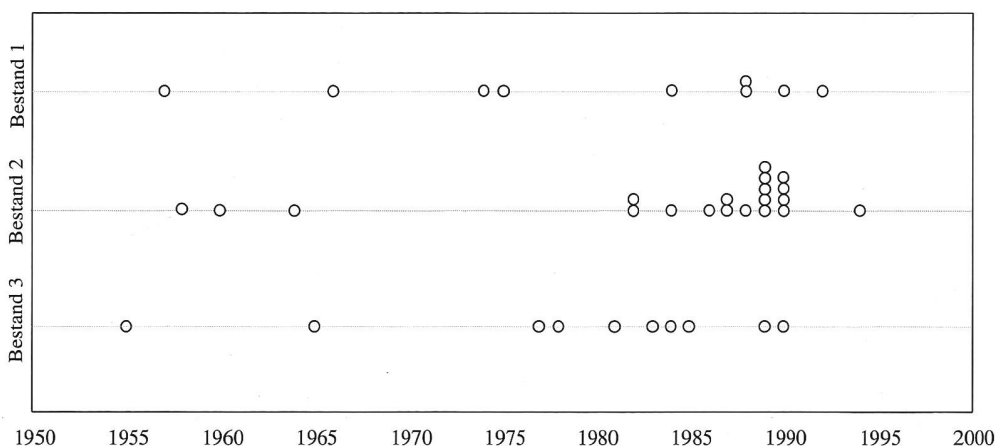


Abbildung 8: Absterbedatum der Waldföhren. In allen drei Beständen datieren die frühesten Absterbedaten aus den 50er Jahren. Bestand 2 zeigt eine Häufung in den 80er Jahren. Dies könnte ein Hinweis auf einen starken, von aussen wirkenden Faktor, wie zum Beispiel Insekten, sein. Die Bestände 1 und 3 zeigen regelmässige Verteilungen, wie sie etwa durch bestandesinterne Konkurrenz hervorgerufen werden können.

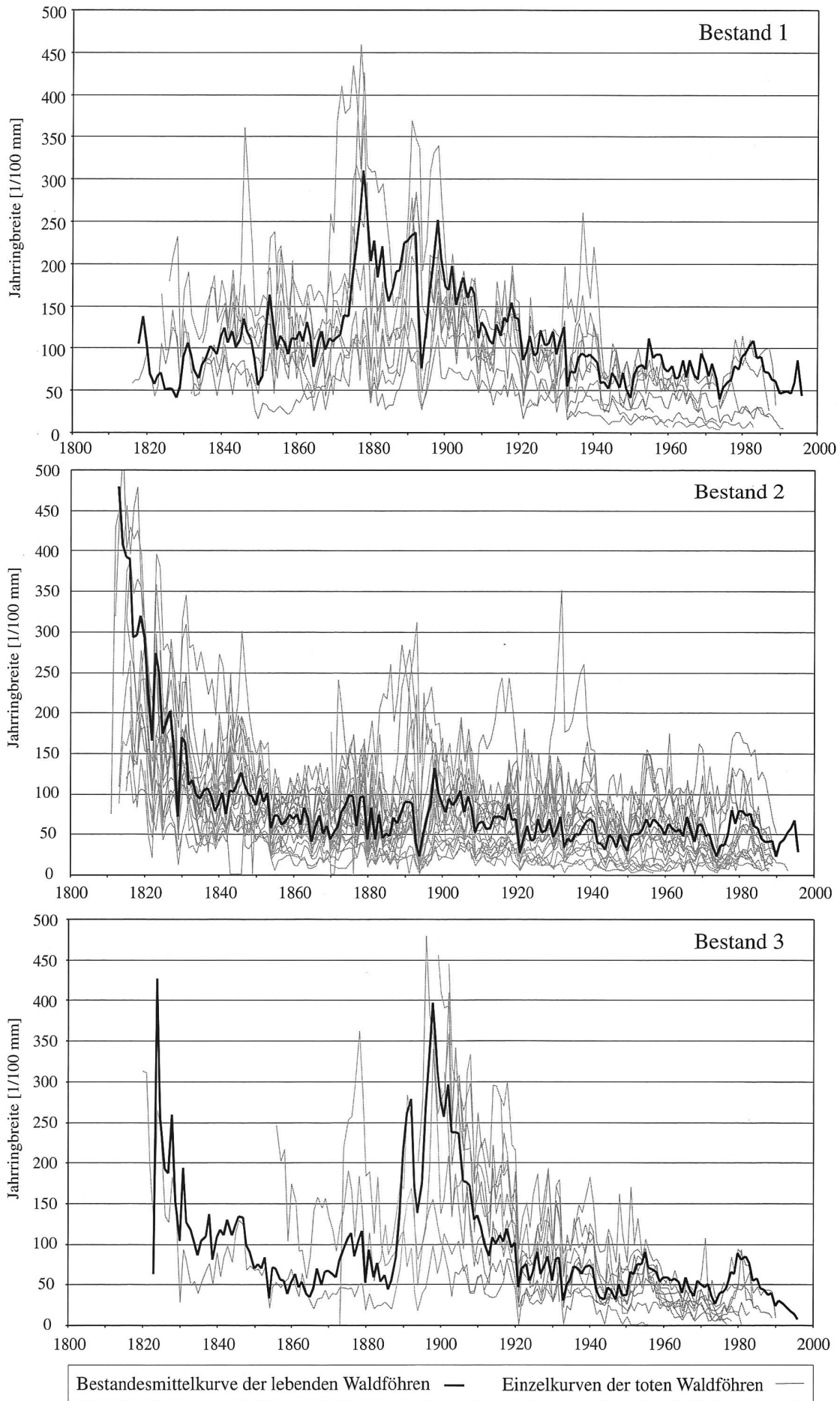


Abbildung 9: Jahringbreiteneinzelkurven der toten Waldföhren im Vergleich zur Bestandesmittelkurve der lebenden Waldföhren. In Bestand 1 fallen ab 1880 die Wachstumskurven der heute toten Waldföhren allmählich unter das Niveau der Mittelkurve der lebenden Waldföhren; nach 1940 verlaufen sie mehrheitlich unterhalb. In Bestand 3 liegen sie ab ca. 1955 unterhalb der Mittelkurve. In Bestand 2 wachsen die Waldföhren bis kurz vor ihrem Tod gleich wie die heute noch lebenden Bäume, d. h. einige überdurchschnittlich, andere unterdurchschnittlich. Der relativ plötzliche Tod hat gut und schlecht wachsende Bäume betroffen.

Ersetzt S. 125 (Schweiz. Z. Forstwes. 150 (1999) 4: 125).
Wir bitten um Verständnis.

wird und deshalb nicht genau erfassbar ist. Dies zeigt, dass die Misteln keinen dominierenden Einfluss auf das Durchmesserwachstum der Waldföhren haben.

Die abgestorbenen Waldföhren

Wie in *Abbildung 8* ersichtlich, datieren die ältesten Absterbedaten in den Untersuchungsbeständen aus den 50er Jahren dieses Jahrhunderts. Während der sehr trockenen frühen 70er Jahre sind erstaunlicherweise nur in Bestand 1 zwei Bäume abgestorben. Die grossen Absterbewellen in den 70er Jahren, die SCHERRER *et al.* (1981) für andere Bestände im «Telwald» beschrieben hatten, hinterliessen hier also nur schwache Spuren. Die Bestände 1 und 3 verzeichnen einen geringfügigen Anstieg toter Waldföhren seit 1984 bzw. 1977. In Bestand 2 dagegen ist eine massive Häufung an toten Waldföhren zwischen 1986 und 1990 festzustellen. Dies könnte auf einen Insektenbefall hindeuten, zumal, laut Wachstumsmodell (*Abbildung 4*), die Witterungsverhältnisse als Erklärung nicht in Frage kommen.

In *Abbildung 9* wird das Jahrringwachstum der toten Waldföhren mit jenem der lebenden verglichen. Die Wachstumskurven der heute toten Waldföhren sind einzeln dargestellt, während für die heute noch lebenden Waldföhren nur die Mittelkurve abgebildet ist.

In Bestand 1 liegt die Mittelkurve zwischen 1820 und 1880 inmitten der Einzelkurven der heute toten Waldföhren. Das Wachstum der heute toten Bäume ist in dieser Periode mit jenem der lebenden Bäume vergleichbar. Nach 1880 liegen die Einzelkurven der heute toten Bäume mehrheitlich unterhalb der Mittelkurve. Ab ca. 1950 wuchsen alle heute toten Bäume durchschnittlich weniger gut als das Mittel der lebenden Bäume. Die toten Bäume wiesen also fast ausschliesslich schon seit längerer Zeit, seit ca. 1880 oder spätestens seit ca. 1950, ein unterdurchschnittliches Wachstum auf, was auf Stress hindeutet. Die Vermutung liegt nahe, dass dieses mehr oder weniger kontinuierliche Absinken des Durchmesserzuwachses mit der wachstumsbedingten, stetigen Erhöhung der bestandesinternen Konkurrenz in Zusammenhang steht, zumal seit etwa 1840 massiver Einwuchs der Fichten stattfindet. Ob die extrem trockenen 40er Jahre oder ansteigende Immissionen ebenfalls einen Einfluss hatten, ist unklar. Der Todeszeitpunkt ist, wie wir in *Abbildung 8* gesehen haben, individuell.

In Bestand 3 verhält es sich ganz ähnlich, nur dass die Wachstumskurven der heute toten Bäume erst ca. 1955 unter die Mittelkurve der lebenden Bäume absinken.

In Bestand 2 zeigt sich uns ein deutlich anderes Bild. Die Mittelkurve der lebenden Bäume verläuft stets inmitten der Einzelkurven der heute toten Bäume. Bis etwa 10 Jahre vor dem Zeitpunkt des Absterbens, der in diesem Bestand nach *Abbildung 5* gehäuft zwischen 1986 und 1990 liegt, zeigten die Bäume entweder überdurchschnittliches oder unterdurchschnittliches Wachstum. Es waren also nicht nur gestresste Bäume abgestorben. Dies deutet auf Insektenbefall als Todesursache hin: unabhängig vom individuellen Zustand der Bäume werden sie befallen und sterben ab.

Die Tatsache, dass wir in den untersuchten lebenden Waldföhren in all den Jahren vor 1989 nur in extremen Trockenjahren wie z.B. 1894, 1921, 1974 oder 1976 einzelne fehlende Jahrringe feststellen konnten (*Abbildung 7*), lässt uns vermuten, dass ein Waldgärtnerbefall, wie wir ihn heute vorfinden, in diesen Beständen während der letzten 180 Jahre nie auftrat, es sei denn, dass sämtliche befallenen Bäume abgestorben und für uns heute nicht mehr feststellbar sind. In diesem Fall müssten grössere Bestandeslücken sichtbar sein. In den Beständen 1 und 3 ist dies mit Sicherheit nicht der Fall, und die oben geäusserte Vermutung dürfte zutreffen. In Bestand 2

hingegen deutet einiges auf eine Insektenkalamität gegen Ende der 80er Jahre hin: die Untersuchungsfläche liegt am Bestandesrand in unmittelbarem Kontakt zu einer Jungwuchsfläche. Aus *Abbildung 8* geht hervor, dass sich in Bestand 2 die abgestorbenen Waldföhren zwischen 1986 und 1990 stark häufen; zudem befanden sich die Bäume kurz vor ihrem Absterben in stark unterschiedlicher, individueller Verfassung, d. h. es handelte sich nicht nur um serbelnde, sondern auch um sehr gut wachsende Bäume (*Abbildung 9*) und letztlich weisen einige der überlebenden Bäume 1990 einen fehlenden Jahrring auf (*Abbildung 7*).

6. Diskussion und Schlussfolgerungen

Die Waldföhrenbestände im Wallis sind anthropogen geprägt. Die sehr grosse Flächenausdehnung, die einseitige Baumartenzusammensetzung und die Bestandesdynamik wurden wesentlich durch den Menschen beeinflusst und erschweren die Analyse ihres gegenwärtigen Zustandes erheblich. Die Offensichtlichkeit der Bestandesbeeinflussung durch einzelne anthropogene Faktoren, wie z. B. die Immissionsgeschichte des Wallis, darf nicht darüber hinwegtäuschen, dass daneben auch natürliche Faktoren das Geschehen im Wald beeinflussen.

Wenn wir uns also fragen, wieso die Waldföhren im «Telwald» bei Visp absterben, wird kaum eine einfache Antwort zu erwarten sein.

Der Baumtod kann manchmal abrupt eintreten. Viel häufiger handelt es sich aber beim Absterben um einen komplexen, kontinuierlich ablaufenden Prozess, der durch viele verschiedene Faktoren gesteuert wird (WARING, 1987; MANION, 1991).

Wir konnten in unseren Untersuchungsbeständen ebenfalls zwischen Waldföhren mit abrupt und kontinuierlich abnehmendem Wachstum unterscheiden. Abrupte Wachstumseinbrüche mit anschliessender Erholung sowie auskeilende oder fehlende Jahrringe können entweder durch klimatische Faktoren wie Trockenheit oder Fröste oder durch biogene Faktoren wie Insektenbefall hervorgerufen werden. Sind die Gründe klimatischer Natur, dann müssen sie sich auf das Wachstum verschiedener Bäume, verschiedener Bestände innerhalb des gleichen Klimaraumes auswirken. In den Jahren 1921, 1974 und 1976 konnten in den meisten Bäumen aller Untersuchungsbestände schmale, auskeilende oder fehlende Jahrringe registriert werden. Sie können durch Dürreperioden während der Vegetationszeit erklärt werden. Der Wachstumsabfall und die gehäuft festgestellten auskeilenden Jahrringe nach 1992, die nur bei den Waldföhren des Bestandes 3 festgestellt werden, ist mit grosser Wahrscheinlichkeit durch den *Reifungsfrass des Waldgärtners* (Kleiner und Grosser Waldgärtner) zu erklären. Er kann heute in den Kronen des Bestandes 3 beobachtet werden.

Es stellt sich die Frage, wieso die Waldföhre auf den Insektenbefall mit einer Reduktion des Durchmesserzuwachses reagiert: Jegliche Art von Stress kann den Metabolismus und die Kohlenstofffixierung des Baumes verändern. Bei reduzierter Assimilation infolge Stresseinwirkung (z. B. Insektenbefall) wird der Baum das Durchmesserwachstum reduzieren, um genügend Kohlenhydrate für den überlebensnotwendigen Assimilationsapparat und das Wurzelsystem zur Verfügung zu haben (WARING und PITMAN, 1985). Auf diese Weise entstehen schmalere oder auskeilende Jahrringe, oder es wird gar kein Jahrring angelegt. Ist die Summe der einwirkenden Stressfaktoren derart gross, dass sich der Baum nicht mehr regenerieren kann, so führt dies zu seinem Tod.

Die Todesursache der diffus in den Beständen verteilten, langsam absterbenden Waldföhren ist nicht eindeutig diagnostizierbar. Wir sind der Ansicht, dass die heute toten Waldföhren in Bestand 1 und 3 durch zunehmende *bestandes-*

interne Konkurrenz als Folge der fortschreitenden Sukzessionsentwicklung abgestorben sind. Diese bestandesinterne Konkurrenz ist ein Wettbewerb vor allem um Licht, aber auch um Wasser – um Wasser deshalb, weil in Beständen mit zunehmender Bestandesdichte die Wurzelkonkurrenz zunimmt. Die Bestandesdichten werden in Zukunft noch zunehmen, einerseits aufgrund des fortschreitenden Bestandeswachstums, andererseits wegen der Wiedereinwanderung der angestammten Baumarten wie Flaumeiche, Weisstanne und Fichte. Wir vermuten zudem, dass sich durch Aufgabe der Waldweide die Kraut- und Strauchschicht in vielen Waldföhrenbeständen stark entwickeln konnte und dadurch die Wurzelkonkurrenz erhöht wurde.

Sterben die Waldföhren aufgrund von *Trockenheit*? Wir konnten zeigen, dass die Fichte die Standorte wiederbesiedelt. Sie zeigt bezüglich Durchmesser und Baumhöhe grössere Zuwächse als die Waldföhre im gleichen Bestand. Wir sind darum der Überzeugung, dass die Standortbedingungen keinesfalls extrem sind und Trockenheit als alleinige Erklärung für die hohe Waldföhrenmortalität nicht in Frage kommt. Hingegen ist es durchaus möglich, dass Bäume mit schwacher Bewurzelung als Folge hoher Bestandesdichten empfindlicher auf ausserordentlichen Trockenstress reagieren (WARING, 1987; MATTSON und HAACK, 1987).

Überalterung scheidet als Todesursache aus, da die Waldföhren sowohl auf trockeneren als auch auf feuchteren Standorten wesentlich älter als die festgestellten 180 Jahre werden können und weil nicht nur die ältesten Bäume absterben, sondern solche jeder Alterskategorie.

Der Einfluss der *Misteln* auf das Wachstum der Waldföhren ist nicht genau fassbar. Wir konnten, wie bereits KONTIC *et al.* (1986), keinen eindeutigen Zusammenhang mit dem Wachstum der Waldföhren nachweisen. Wir vermuten, dass die Mistel wegen ihrer optischen Auffälligkeit und dem Umstand, dass sie in schwach benadelten Bäumen besser sichtbar ist, in ihrem Einfluss überschätzt wird.

Die *Fluorimmissionen* waren nach FLÜHLER *et al.* (1981) im «Telwald» vergleichsweise gering, und nach dem Einbau der Filteranlagen Anfang der 80er Jahre stellen sie heute mit Sicherheit kein Problem mehr dar. Offen bleibt die Frage, wie stark die Böden im «Telwald» belastet sind. Nach RICKLI *et al.* (1989) dürfte die Dekontamination nur sehr langsam stattfinden. Unklarheit besteht auch über den Zustand der Mykorrhizapilze. Bodenkontamination und Schädigung der Mykorrhizapilze könnten sich negativ auf die Nährstoff- und Wasserversorgung der Pflanzen auswirken. Um dies genauer beantworten zu können, würde es zusätzlicher Untersuchungen bedürfen.

Über die *aktuelle Immissionsbelastung* ist wie erwähnt wenig bekannt. Die Ergebnisse der 1992 durchgeführten Nadelanalysen (LANDOLT, mündliche Mitteilung) sowie das Fehlen von klar ersichtlichen Schadmerkmalen lassen die aktuelle Immissionsbelastung als untergeordneten Stressfaktor erscheinen. Immissionsmessungen könnten diese Frage klären helfen.

Alle die oben genannten Faktoren, die unserer Meinung nach nicht hauptverantwortlich für die hohe Waldföhrenmortalität sind, wirken als *prädisponierende Stressfaktoren* auf die Waldföhre ein. Hinzu kommen noch weitere Faktoren, wie z. B. die waldbauliche Behandlung (Provenienzenwahl, Hiebszeitpunkte, usw.), die ebenfalls eine Rolle spielen. Zwischen diesen Stressfaktoren bestehen verschiedenste Wechselwirkungen. So deuten viele Untersuchungen darauf hin, dass sich prädisponierender Stress, wie z. B. Insektenkalamitäten (MATTSON und HAACK, 1987; SAVAGE, 1994), erhöhte Bestandesdichte (WARING, 1987, GERECKE, 1989) oder Luftverschmutzung (KOBAYASHI *et al.*, 1997), in *erhöhter Sensibilisierung gegen-*

über anderen Stressfaktoren äussern kann. Hinzu kommt, dass es im Wallis mit seinem trocken-subkontinentalen Klimacharakter ohnehin häufig zu Trockenperioden kommt, die bei allen Baumarten, einschliesslich der Waldföhre, zu Trockenstress führen.

Wieso stirbt die Waldföhre und nicht die Fichte? Wir vermuten, dass das Stressgefüge, die Summe aller prädisponierenden Stressfaktoren, im «Telwald» für die Waldföhre wesentlich ungünstiger ist als für die Fichte und dass dies, wie weiter oben gezeigt, die Waldföhre anfälliger gegenüber zusätzlichem Stress macht. Prädisponierende Stressfaktoren, die Waldföhre gegenüber der Fichte benachteiligen, sind z. B.:

- Erhöhte Konkurrenz um Licht und Wasser wegen hoher Bestandesdichten aufgrund des fortgeschrittenen Bestandesalters und Einwuchses anderer Baumarten,
- Auftreten von grossen Insektenpopulationen mit der Waldföhre als Wirtspflanze (z.B. Waldgärtner),
- Vorhandensein waldföhrenspezifischer Pilze wie *Cenangium*,
- Immissionsgeschichte, die speziell die Waldföhre benachteiligt.

Es ist schliesslich die Faktorenkombination, die über das Ausmass des baumindividuellen Stresses und den Absterbezeitpunkt entscheidet. Kann der unmittelbare Grund des Baumtodes diagnostiziert werden (z. B. Insektenbefall), dann handelt es sich oft nur um den berühmten letzten Tropfen, der das Fass zum Ueberlaufen bringt. Die Faktoren, die den Baumtod vorbereitet haben, sind oft nicht sicher erfassbar. Der Baumtod stellt in diesem Sinne den Schlusspunkt in einem Kontinuum dar (FRANKLIN *et al.*, 1987).

Die Waldföhren im «Telwald» sterben also aus sehr unterschiedlichen Gründen, und die Art und Weise des Absterbens variiert stark.

Wie werden sich die Walliser Waldföhrenwälder in Zukunft weiterentwickeln? Eine Reduktion der Summe der verschiedenen Stressfaktoren ist für die Waldföhre in naher Zukunft nicht zu erwarten. Im Gegenteil, aufgrund des zunehmend grossen Totholzanteiles wird die Gefahr von Pilzepidemien zunehmen. Auch die Bedingungen zur Entwicklung grosser Insektenpopulationen sind nach wie vor gegeben. Dies bedeutet also, dass die Mortalitätsraten auf ähnlich hohem Niveau bleiben werden, und zwar solange, bis sich ein naturnaheres Baumartengleichgewicht, zugunsten von Flaumeichen, Weisstannen und Fichten, eingestellt hat. Dies wird aber einige Zeit in Anspruch nehmen, da im Zuge der Vergandung laufend neue Waldföhrenwälder entstehen. Es ist ebenfalls anzunehmen, dass sich die Feuerfrequenz in den Waldföhrenwäldern in den kommenden Jahrzehnten erhöhen wird, infolge Aufgabe der Waldweide, Reduktion der Brennholz- und Streunutzung und Akkumulation von Totholz aufgrund der hohen Mortalitätsraten. Waldbrände bevorteilen die Waldföhre, was die Baumartenregulierung verlangsamen wird.

Im «Telwald» ist diese Baumartenablösung in vollem Gange und dürfte in wenigen Jahrzehnten auf einem relativ stabilen Niveau angelangt sein. Es sei denn, ein Waldbrand verzögere diese Entwicklung oder mache sie gar rückgängig.

Erfordert die aktuelle Situation im «Telwald» spezielle Massnahmen betreffend Waldbau oder Forstschutz? Soll in die Dynamik eingegriffen werden? Grundsätzlich sind wir der Ansicht, dass nur eingegriffen werden soll, wenn die Bestände spezielle Schutzfunktionen zu erfüllen haben und auch dann nur, falls keine «Ersatzbaumarten» wie Flaumeiche, Fichte, Weisstanne, Mehlbeere oder Birke vorhanden sind.

Der Waldgärtner ist ein Element der Waldföhrenwälder und dementsprechend immer vorhanden.

Die Käfer überwintern unter der Borke von Baumstrünken, in der Streu oder in den jungen Trieben nach dem Reifungsfrass. Auf der Suche nach geeignetem Brutmaterial schwärmen sie, je nach Witterung, schon ab Februar aus. Waldföhren, die in dieser Zeit absterben, oder Stamm- und Astmaterial ($\emptyset > \text{ca. } 5 \text{ cm}$) vom Vorjahr, das noch nicht ganz ausgetrocknet ist, werden befallen und bieten optimale Vermehrungsmöglichkeiten. Nach der Eiablage (Altkäfer) und später nach dem Ausfliegen (neue Generation) schwärmen die Käfer in die Kronen der Waldföhren, um in den jungen Trieben den Regenerations- bzw. Reifungsfrass durchzuführen (POUTTU, 1997). Es werden sowohl kranke (gestresste) als auch gesunde Waldföhren aufgesucht (LEKANDER, 1974, in: STROINK, 1982). Normalerweise treiben nach einem Reifungsfrass die schlafenden Knospen aus, und die verlorene Nadelmasse wird wieder ersetzt. In angrenzenden Gebieten können Waldföhren beobachtet werden, deren Kronen über Jahre hinweg immer wieder befallen werden und nun einen «buschigen» Aspekt aufweisen (FORSTER, 1997). Im «Telwald» erholen sich die befallenen Triebe nicht mehr, und es erfolgt eine kontinuierliche Reduktion der Assimilationsfläche und eine Schwächung der Bäume, die bis zum Tod führen kann.

Die Bekämpfung des Waldgärtners ist sehr aufwendig: Zwangsnutzungen zum Zeitpunkt des Reifungsfrasses sind aufgrund der weiten räumlichen Verteilung und der grossen Anzahl der befallenen Bäume sehr ineffizient. Es müsste zudem das ganze Astmaterial verbrannt werden, was aufgrund der Waldbrandgefahr im Bestand nicht durchführbar ist.

Sinnvollerweise sollten sich Zwangsnutzungen auf Bäume mit Brutfrass konzentrieren. Der Brutfrass findet an nur wenigen Bäumen (Käfernester) oder an frischem liegendem Holz statt, wodurch sich der Erfolg der Bekämpfungsmassnahmen erhöht. Die Schwierigkeit hierbei ist, den Brutfrass, der unter der Rinde stattfindet, rechtzeitig zu erkennen und das befallene Material sofort dem Bestand zu entnehmen. Als präventive Massnahme kann das Angebot an geeignetem Brutmaterial reduziert werden: Nutzungen und vorbeugende Zwangsnutzungen von stark geschädigten, aber noch *lebenden* Bäumen sollten im Spätsommer (ab August) durchgeführt werden, mit dem Ziel, dass das im Bestand verbleibende Stamm- und dicke Astmaterial im nächsten Frühjahr ausgetrocknet ist und für den Brutfrass nicht mehr zur Verfügung steht. Dickborkige Stammteile, die in dieser Zeit nicht vollständig abtrocknen können, sollten entrindet oder abgeführt werden. Im Verlaufe des Sommers *abgestorbene* Bäume (z. B. durch Brut- oder Reifungsfrass) sowie feines Ast- und Rindenmaterial spielen für die Populationsentwicklung des Waldgärtners keine Rolle und können im Bestand belassen werden.

Für die Entwicklung von Pilzkrankheiten (z. B. *Cenangium* sp.) sowie von Feuer können Anhäufungen von Totholz hingegen ein erhöhtes Gefahrenpotential darstellen. Wir schätzen darum die Waldbrandgefahr im «Telwald» als sehr gross ein. Kurzfristig kann nur mit einer Reduzierung des brennbaren Materials im «Telwald» reagiert werden. Langfristig muss versucht werden, mit waldbaulichen Mitteln die Vielfalt dieser Wälder zu erhöhen - Vielfalt bezüglich Artenzusammensetzung, Alters- und Bestandesstruktur. Nur so kann das Risiko von Bestandeszusammenbrüchen aufgrund von z. B. Feuer oder Insekten minimiert werden. Wir empfehlen deshalb, vorhandene Naturverjüngung von anderen Baumarten durch punktuelle Entnahme von Waldföhren zu fördern. Grossflächige Zwangsnutzungen, wie sie z. T. im Zusammenhang mit Waldgärtnerbefällen durchgeführt wurden, sind zu überdenken, da sie für die Waldföhre optimale Verjüngungsbedingungen schaffen.

Zusammenfassung

Seit Beginn dieses Jahrhunderts sorgten die hohen Mortalitätsraten der Waldföhren (*Pinus sylvestris* L.) im Wallis (Schweiz) für Aufsehen. In den vergangenen 30 Jahren wurden verschiedenste Gutachten und Forschungsprojekte, hauptsächlich in Zusammenhang mit den Fluorschäden der 70er Jahre, abgefasst. Nach dem Einbau von Filteranlagen in den Aluminiumwerken verschwanden die fluorbedingten Schadmerkmale; die Mortalitätsraten verblieben aber auf ähnlich hohem Niveau. Anfang der 90er Jahre erfasste eine neue Sterbewelle vor allem die Region Visp.

Der aktuelle Absterbeprozess der Waldföhren wird vor dem Hintergrund der Vegetationsgeschichte, der Ökologie und Bestandesdynamik der trockenen Waldföhrenwälder sowie der Immissionsgeschichte des Wallis diskutiert. In drei Beständen werden mittels dendroökologischen Methoden die Todesursachen der Waldföhren untersucht. Die Untersuchungsbestände liegen im «Telwald» zwischen den Gemeinden Visp und Visperterminen im Kanton Wallis. Das Wallis ist ein alter Kulturraum. Während der vergangenen 7500 Jahre wurden die Territorien der Flaumeichen-, der Weisstannen- und z. T. der Fichtenwälder durch menschliche Einflüsse wie Rodungen zur Landgewinnung, selektive Holznutzung, Dürholz- und Streunutzung und Viehweide stark reduziert. Die Waldföhre als Pionierbaumart konnte sich in der Folge stark ausbreiten. Die Waldföhrenbestände bedecken heute grosse Flächen ausserhalb des ökologischen Verbreitungsgebietes der Waldföhre.

Es kann gezeigt werden, dass die Waldföhren im «Telwald» aus sehr unterschiedlichen Gründen absterben: Erhöhte bestandesinterne Konkurrenz, bedingt durch den Einwuchs von Fichte und Flaumeiche, sowie hohe Bestandesdichten gemäss dem fortgeschrittenen Stadium der Sukzession führen zu Licht- und Wassermangel und schliesslich zum Tod. Die toten Waldföhren sind diffus in den Beständen verteilt und zeigten ein kontinuierlich abnehmendes Jahrringwachstum. Der Zeitpunkt des Todes ist individuell und wird meist durch einen zusätzlich auftretenden Stressfaktor bestimmt. Anders verhält es sich mit Bäumen, die vom Waldgärtner befallen wurden. Sie treten meist in Gruppen auf und zeigen zunächst ein normales Jahrringwachstum, welches plötzlich abfällt. Der Waldgärtner konnte sich in den letzten Jahren zu einer Populationsgrösse aufbauen, die es ihm ermöglichte, ganze Bestände zu befallen und durch den Reifungsfrass in den Kronen zum Absterben zu bringen. Die betroffenen Bäume reagieren vorerst mit sehr schmalen Jahrringen, zum Teil sogar mit Jahrringausfällen. Sie sterben bei anhaltend starkem Befall innerhalb von etwa 10 Jahren ab.

Die Trockenheit ist sicher als Stressfaktor zu betrachten; sie kann aber nur in Zusammenhang mit anderen prädisponierenden Stressfaktoren wie z. B. Bestandeskonkurrenz oder Insekten- und Pilzbefall zu einem Problem für die Waldföhre werden.

Die Mortalitätsraten der Waldföhre werden in Zukunft kaum sinken, nimmt doch die Wahrscheinlichkeit von Insekten- und Pilzepidemien eher zu. Auch die Gefahr von Waldbränden dürfte in Zukunft zunehmen.

Résumé

Quelle est la cause du taux de mortalité élevé chez le pin sylvestre dans la forêt du «Telwald» près de Viège? Un résumé de recherches précédentes et une étude dendroécologique

Depuis le début du siècle, le taux de mortalité élevé chez le pin sylvestre (*Pinus sylvestris* L.) en Valais (Suisse) est un sujet de préoccupation. Au cours des trente dernières années, expertises et projets de recherche se sont succédé, notamment en relation avec la pollution fluorée des années 70. L'installation de disposi-

tifs filtrant les effluents des usines d'aluminium a conduit à la disparition des dommages visibles liés au fluor, mais le taux de mortalité s'est maintenu à un niveau élevé. Au début des années 90, une nouvelle vague de mortalité touchait particulièrement la région de Viège.

Le processus actuel de mortalité du pin sylvestre est discuté ici dans le contexte de l'histoire de la végétation, de l'écologie et de la dynamique de peuplement dans les pinèdes ainsi que du climat de pollution passé. Nous avons appliqué les méthodes de la dendroécologie pour rechercher les causes de mortalité dans trois peuplements de pins sylvestres dans la forêt du «Telwald», entre Viège et Visperterminen (Valais). Le Valais est par tradition une région agricole, et cette vocation est antérieure à la conquête romaine. Au cours des derniers 7500 ans, les activités liées à la présence de l'homme ont considérablement réduit les aires de répartition naturelle du chêne pubescent, du sapin blanc et en partie de l'épicéa commun: défrichements, exploitation sélective des peuplements, collecte du bois mort et de la litière, pâturage. Le pin sylvestre, essence pionnière, a alors pu s'imposer, et couvre aujourd'hui de grandes surfaces en dehors de son aire de répartition naturelle.

Nous démontrons que la mortalité des pinèdes du «Telwald» est due à plusieurs facteurs différents. Une concurrence plus forte du fait du retour de l'épicéa et du chêne pubescent ainsi qu'une densité de peuplement plus élevée liée à un stade de succession avancé se sont soldés par un manque de lumière et d'eau entraînant la mort. Les arbres morts sont dispersés dans les peuplements étudiés, et l'analyse des cernes indique une baisse de croissance continue. La date de la mort diffère d'un arbre à l'autre et est pour la plupart due à un facteur de stress secondaire. Il en va autrement des arbres infestés par l'Hylésine du pin. Ceux-ci se présentent généralement en bouquets; leur croissance est d'abord normale, puis elle chute brusquement. Au cours des dernières années, les populations d'Hylésine du pin se sont développées dans des proportions telles qu'elles infestent des peuplements entiers, que le forage de maturation peut conduire à la mort. Les arbres produisent d'abord des cernes très étroits, voire ne produisent plus de cernes. En cas d'infestation massive et continue, ils meurent en l'espace d'environ dix années.

La sécheresse est certainement un facteur de stress non négligeable, mais elle ne peut mettre les peuplements en danger qu'en association avec d'autres facteurs prédisposants tels que la concurrence ou les attaques d'insectes et de champignons.

Le taux de mortalité du pin sylvestre ne devrait guère diminuer dans les prochaines années, car le risque d'attaques d'insectes et de champignons augmentera probablement, ainsi que le risque d'incendie.

Traduction: M. KAENNEL DOBBERTIN

Summary

What is the Cause of the High Mortality Rates of the Scots Pines in the «Telwald» near Visp (Switzerland)? A Summary of Previous Studies and a Dendroecological Study

High mortality rates of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) have been observed since the beginning of this century in parts of canton Valais, Switzerland. During the last 30 years, a number of research projects have been undertaken to try and determine the cause of the mortality. During the 1970s, most explanations involved injury by fluorides from nearby aluminium smelters. Following the installation of emission reduction technologies in the aluminium smelters, symptoms of fluoride injury disappeared, but mortality rates remained roughly the same. In the early 1990s, mortality rates in the vicinity of Visp actually increased, causing considerable

concern over the long-term sustainability of the protection forests on the valley sides.

The processes involved in the current phase of mortality are related to the vegetation history of the area, the ecology and stand dynamics of pine forests and the pollution history of the Valais. The cause of death of the pines was investigated in three stands, based on dendroecological methods. The stands lie in the «Telwald» between the villages Visp and Visperterminen, in canton Valais.

The Valais has a long history of cultivation, dating back to pre-Roman times. Over the last 7500 years, the extent of downy oak, silver fir and Norway spruce forests have been reduced as a result of human activities such as clearcutting for agriculture, selective timber cutting, dry wood and litter utilization, and forest grazing. As a result, the frequency of Scots pine increased and, today, pine forests extend well beyond their natural range.

There are several causes of the mortality of the pines in the «Telwald». Increased competition from Norway spruce and downy oak, together with high stand densities, consistent with an advanced stage in the natural succession of the forests, lead to a shortage of light and water and finally to death. Dead pines are diffusely distributed within the stands and show a continuous decrease in radial growth prior to death. The year of death varies from one individual to another, and in most cases is determined by an additional stress factor.

Trees infested by pine shoot beetles show a different pattern. They occur mostly in groups and initially have normal growth rates followed by an abrupt growth reduction. In recent years, populations of the pine shoot beetle have increased to such an extent that they are able to infest whole stands and their shoot feeding can kill trees. The affected trees react first with narrow tree rings, sometimes failing to produce a ring. If heavy infestations continue, the trees will die within about 10 years.

Drought is undoubtedly a stress for the forests, but is only significant when combined with other predisposing factors such as competition or insect- or fungal diseases. The mortality rates of Scots pine will be maintained or may even increase as the probability of insect attacks and fungal diseases is increasing. The likelihood of forest fires may also increase in future.

Translation: J. INNES

Literatur

- AGEE, J. K. (1994): Fire and weather disturbances in terrestrial ecosystems of the Eastern Cascades. U.S.D.A. For. Serv. Pacific NW Res. St., Gen. Techn. Rep. PNW-GTR-320, 52 S.
- BERRYMAN, A. A. (1989): Forest insects. Principles and Practice of Population Management. Plenum Press, New York, 279 S.
- BIERI-STECK, K. (1990): Spät- und postglaziale Vegetationsgeschichte des Lac du Mont d'Orge im Wallis. Lizentiatsarbeit Universität Bern, unveröffentlicht.
- BOLAY, A.; BOVAY, E. (1965): Observations sur la sensibilité aux gaz fluorés de quelques espèces végétales du Valais. Phytopathologische Zeitschrift, 53, 3, 289–298.
- BOVAY, E.; ZUBER, R. (1972): Beitrag zur Kenntnis der Probleme der Fluorakkumulation in Knochen und Harn von Milchkühen aus der Umgebung eines Aluminiumwerkes. Schweizerische landwirtschaftliche Forschung, 11, 3, 369–380.
- BRÄKER, O. U. (1981): Der Alterstrend bei Jahringdichten und Jahringbreiten von Nadelhölzern und sein Ausgleich. Mitt. forstl. Bundesversuchsanst. Wien, 142, 75–101.
- BROCKWELL, P. J.; DAVIS, R. A. (1991): Time Series: Theory and Methods. Springer Verlag, New York.
- Bütikofer, N. (1988): Historische Waldschäden der Schweiz (1800–1960). Lizentiatsarbeit, Universität Bern.
- 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 Rübél, ETH Zürich, 59, 138 S.
- CÉCH, T.; KREHAN, H. (1991): Cenangium-Kiefernsterben in Ostösterreich. Forstschutz-aktuell, Wien, 6, 2, 1–4.
- COULSON, R. N.; WITTER, J. A. (1984): Forest Entomology, Ecology and Management. Verlag Wiley-Interscience Publication, New York, 669 S.
- CZOKAJLO, 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.
- EGLI, S.; OTERDOOM, H. (1989): Wirkung von Fluor auf die Mykorrhiza von *Pinus sylvestris*. Bull. Murithienne 107, 152–192.
- FAES, H. (1921): Les dommages causés aux cultures par les usines d'Électro-chimie. Librairie Payot, Lausanne, 107 S.
- FAGERSTRÖM, F.; LARSON, S.; LOHM, U.; TENOW, O. (1977): Growth in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.): A hypothesis on response to *Blastophagus piniperda* attacks. Forest Ecology and Management, 1, 273–281.
- FARQUET, P. (1933): Aperçu sur les choses de la forêt en Valais pendant le Moyen-âge. Journal forestier suisse, 3, 55–58.
- FLÜHLER, H.; KELLER, T.; SCHWAGER, H. (1981): Die Immissionsbelastung der Föhrenwälder im Walliser Rhonetal. In: Waldschäden im Walliser Rhonetal (Schweiz). Mitt. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswesen., 57, 4, 399–414.
- FLÜHLER, H.; FERLIN, P.; SELIM, H. M.; SCHULIN, R. (1985): Transport von Fluorid, Bromid und Chlorid in Bodensäulen und in einem natürlich gelagerten Boden. Z. dt. geol. Ges., 136, 375–383.
- FORSTER, B. (1990): Föhrenschädlinge und Windwürfe im Kanton Wallis; Forstschutzsituation. Begehungsprotokoll WSL, unveröffentlicht.
- FORSTER, B. (1992): Föhrenschäden im Raum Visp. Begehungsprotokoll WSL, unveröffentlicht.
- FORSTER, B. (1997): Föhrenschäden im Raum Visp/Visperterminen. Begehungsprotokoll WSL, unveröffentlicht.
- FRANKLIN, J. F.; SHUGART, H. H.; HARMON, M. E. (1987): Tree death as an ecological process. BioScience, 37, 8, 550–556.
- GERECKE, K.-L. (1989): «Tannensterben» und «Neuartige Waldschäden» – Ein Beitrag aus der Sicht der Waldwachstumskunde. Allg. Forst- u. J.-Ztg., 161, 5, 81–96.
- HAAS, J. N.; RASMUSSEN, P. (1993): Zur Geschichte der Schneitel- und Laubfutterwirtschaft in der Schweiz – eine alte Landwirtschaftspraxis kurz vor dem Aussterben. Dissertationes Botanicae, 196, 469–489.
- HEINIGER, U.; ENGESSER, R. (1993): Protokoll der Begehung vom 2. April 1993 bei Visp/Brig. Begehungsprotokoll WSL, unveröffentlicht.
- HEINIGER, U.; LAWRENZ, P. (1991): Phytopathologische Untersuchung. Begehungsprotokoll WSL, unveröffentlicht.
- HÖLZEL, N. (1996): Schneeheide-Kiefernwälder in den mittleren Nördlichen Kalkalpen. Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufener Forschungsberichte, 3, 192 S.
- JANSEN, B. (1991): Begehung vom 26.7.91 im Mittelwallis. Begehungsprotokoll WSL, unveröffentlicht.
- KAENNEL, M.; SCHWEINGRUBER, F. H. (1996): Multilingual Glossary of Dendrochronology. Verlag Paul Haupt, Bern, 467 S.
- KEMPF, A. (1985): Waldveränderungen als Kulturlandschaftswandel «Walliser Rhonetal». Basl. Beitr. Geogr., 31, 262 S.
- KEMPF, A.; SCHERRER, H. U. (1982): Forstgeschichtliche Notizen zum Walliser Wald. Ber. Eidg. Anst. forstl. Versuchswesen, 243, 123 S.
- KIENAST, F.; FLÜHLER, H.; SCHWEINGRUBER, F. H. (1981): Jahrringanalysen an Föhren (*Pinus sylvestris* L.) aus immissionsgefährdeten Beständen des Mittelwallis (Saxon, Schweiz). In: Waldschäden im Walliser Rhonetal (Schweiz). Mitt. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswesen., 57, 4, 415–432.
- KILGORE, B. M. (1973): The ecological role of fire in Sierran conifer forests – Its application to National Park management. Quaternary Research, 3, 496–513.
- KOBAYASHI, O.; FUNADA, R.; FUKAZAWA, K.; OHTANI, J. (1997): Abrupt growth changes in Norway spruce and Yezo spruce near an industrial district in Hokkaido, Japan. Trees 11, 183–189.
- KONTIC, R.; NIEDERER, M.; NIPPEL, C.-A.; WINKLER-SEIFERT, A. (1986): Jahrringanalysen an Nadelbäumen zur Darstellung und Interpretation von Waldschäden (Wallis, Schweiz). Ber. Eidg. Anst. forstl. Versuchswesen, 283, 46 S.
- KÜHNERT, M.; HALBWACHS, G.; BELLUSOVA, M.; NEMETZ, C.; NOVAK, H.; RUPPERT, W.; WIMMER, R.; ZEHENTNER, H. (1993): Akkumulation von Fluoriden in Waldökosystemen. Forstw. Cbl., 112, 64–69.
- KUHN, N. (1973): Frequenzen von Trockenperioden und ihre ökologische Bedeutung. Vierteljahresschrift Naturforschende Gesellschaft Zürich, 118, 3, 257–298.
- LEIBUNDGUT, H. (1984): Unsere Waldbäume, Eigenschaften und Leben. Verlag Huber, Frauenfeld und Stuttgart, 168 S.
- LINGG, W. A. (1986): Ökologie der inneralpinen Weisstannenvorkommen (*Abies alba* Mill.) im Wallis (CH). Mitt. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswesen., 62, 3, 331–466.
- LORENZ, I. (1967): Untersuchungen zur Biologie und Pathogenität von *Cenangium ferruginosum* Fr. Archiv. Pflanzensch. 3, 143–153.
- MADANY, M. H.; WEST, N. E. (1983): Livestock grazing-fire regime interactions within montane forests of Zion National Park, Utah. Ecology, 64, 4, 661–667.
- MANION, P. D. (1991): Tree disease concepts. Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J. 409 S.
- MATTSON, W. J.; HAACK, R. A. (1987): The role of drought stress in provoking outbreaks of phytophagous insects. In: Hg.: BARBOSA, P.; SCHULTZ, J. C. (1987): Insect Outbreaks. Academic Press, San Diego, New York, Berkeley, Boston, London, Sydney, Tokyo, Toronto, 365–407.
- NILSON, S. (1974): Increment losses caused by *Blastophagus piniperda* on Scots pine. Inst. f. Skogst., 78, 1–64.
- OTT, E.; FREHNER, M.; FREY, H.-U.; LÜSCHER, P. (1997): Gebirgsnadelwälder. Ein praxisorientierter Leitfaden für eine standortgerechte Waldbehandlung. Verlag Paul Haupt, Bern, Stuttgart, Wien, 287 S.
- PERNSTICH, C. (1998): Mitteilung zur Waldbrandstatistik. Jahresberichte der Dienststelle für Wald und Landschaft des Kanton Wallis, unveröffentlicht.
- PERREN, B.; RIGLING, A.; WALTHERT, L. (1993): Verjüngungsökologie und -dynamik der waldföhrenreichen Wälder im Gebiet Brienz-Wiesen (GR), Diplomarbeit an der Abteilung für Forstwirtschaft der ETH Zürich, 269 S., unveröffentlicht.
- PFISTER, F.; EGGENBERGER, M. (1988): Zukunft für den Schutzwald? Nationales Forschungsprogramm 14+. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswesen, Birmensdorf, unveröffentlicht.
- 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 S.
- POLOMSKI, J.; FLÜHLER, H.; BLASER, P. (1981): Kontamination des Bodens durch Fluorimmissionen. In: Waldschäden im Walliser Rhonetal (Schweiz). Mitt. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswesen, 57, 4, 361–499.
- POUTTU, A. (1997): The possible role of pine shoot beetles in the pine decline in Telwald, Valais. Begehungsprotokoll WSL, unveröffentlicht.
- RICKLI, C.; SCHULIN, R.; ATTINGER, W.; FLÜHLER, H. (1989): Dekontamination ehemals fluorbelasteter Waldstandorte im Wallis. Bull. Murithienne, 107, 113–124.
- RIGLING, A. (1996): Föhrenwälder Region Visp-Visperterminen, Telwald. Begehungsprotokoll WSL, unveröffentlicht.
- RIGLING, A.; SCHWEINGRUBER, F. H. (1997): Entwicklung waldföhrenreicher Wälder im Gebiet Brienz-Wiesen (GR). Schweiz. Z. Forstwes., 148, 3, 173–196.
- RINN, F. (1996): TSAP-Reference manual. Frank Rinn, Heidelberg, 262 S.
- SAVAGE, M. (1994): Anthropogenic and natural disturbance and patterns of mortality in a mixed conifer forest in California. Can. J. For. Res., 24, 1149–1159.
- 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 silvestris* L.) auf mittelmassstäblichen Infrarot-Farbaufnahmen. In: Waldschäden im Walliser Rhonetal (Schweiz). Mitt. Eidg. Anst. Forstl. Versuchswesen., 57, 4, 433–452.
- SCHERRER, H. U. (1988): Waldveränderungen im Raum Visp, 1892 bis 1987, Fallbeispiele. Forschungsbericht, unveröffentlicht.
- SCHMIDT, C.; PREISWERK, H. (1908): Erläuterungen zur geologischen Karte der Simplongruppe. Geol. Kommission d. Schweiz. Nat.forsch. Gesellschaft, 72 S.
- SCHWEINGRUBER, F. H.; ECKSTEIN, D.; SERRE-BACHET, F.; BRÄKER, O. U. (1990): Identification, presentation and interpretation of event years and pointer years in dendrochronology. Dendrochronologia, 8, 9–38.

- SCHWEINGRUBER, F. H. (1996): Tree Rings and Environment – Dendroecology. Verlag Paul Haupt, Bern, 609 S.
- SERVICE CANTONAL DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT (1998): Mesures de la qualité de l'air en 1997. Canton de Valais, Sion, 45 S. unveröffentlicht.
- STROINK, H. J. (1982): Bestandesschäden durch Ernährungsfrass und Brutbefall des Grossen Waldgärtners (*Blastophagus piniperda* L.) an Kiefer (*Pinus sylvestris* L.). Dissertation, Georg-August-Universität, Göttingen, 112 S.
- TESSIER, L.; SERRE-BACHET, F.; GUIOT, J. (1990): Pollution fluorée et croissance radiale de conifères en Maurienne (Savoie, France). Ann. Sci. For., 47, 309–323.
- VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. (1998): Modern applied statistics with S-PLUS. Springer Verlag, New York, 548 S.
- WARING, R. H. (1987): Characteristics of trees predisposed to die. BioScience, 37, 8, 569–574.
- WARING, R. H.; PITMAN, G. B. (1985): Modifying lodgepole pine as a precursor for mountain pine beetle attack. Ecology, 66, 889–897.
- WELTEN, M. (1982): Vegetationsgeschichtliche Untersuchungen in den westlichen Schweizer Alpen: Bern-Wallis. Denkschr. Schweiz. Natf. Ges., 95, 104 S.
- WILLE, F. (1922): Die Rauchschadenfrage der Aluminiumfabriken mit besonderer Berücksichtigung der Aluminiumfabrik Chippis. Verlag Parey, Berlin, 66 S.
- WRIGHT, H. E.; HEINSELMAN, M. L. (1973): Ecological role of fire: Introduction. Quaternary Research, 3, 319–328.

Dank

Wir möchten V. Bregy, J. Kalbermatten, C. Pernstich und B. Perren vom Walliser Forstdienst für die gute Zusammenarbeit und Unterstützung vor Ort herzlich danken.

Unser Dank geht ebenfalls an die WSL-Mitarbeiter O. Bosch, M. Dobbertin, J. Innes für die Mithilfe bei den Feldaufnahmen und das Zurverfügungstellen ihrer Daten, C. Butora für die Mithilfe bei der Jahrringbreitenmessung, U. Bräker, M. Dobbertin, R. Engesser, B. Forster, W. Landolt, M. Laternser, H. Mauser, F. H. Schweingruber für ihre Beratung in fachlichen Fragen, B. Oester, F. H. Schweingruber und L. Walthert für die kritische Durchsicht des Manuskriptes und J. Innes, M. Kaennel Dobbertin für die Übersetzungen.

Abbildungen gedruckt mit Unterstützung der EIDGENÖSSISCHEN FORSCHUNGSANSTALT FÜR WALD, SCHNEE UND LANDSCHAFT (WSL), CH-8903 Birmensdorf.

Verfasser:

ANDREAS RIGLING, dipl. Forsting. ETH und Dr. PAOLO CHERUBINI, Langfristige Waldökosystem-Forschung (LWF), Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), CH-8903 Birmensdorf.