

Zeitschrift: Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen = Swiss forestry journal = Journal forestier suisse
Herausgeber: Schweizerischer Forstverein
Band: 148 (1997)
Heft: 6

Artikel: Wiederbewaldung einer Waldbrandfläche in der subalpinen Stufe bei Münstair
Autor: Schönenberger, Walter / Wasem, Ueli
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-765462>

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: 16.01.2026

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

Wiederbewaldung einer Waldbrandfläche in der subalpinen Stufe bei Müstair

Von Walter Schönenberger und Ueli Wasem

Keywords: Forest fire; natural regeneration; afforestation; reforestation; subalpine zone; mountain forest; forest succession; vegetation succession; silviculture.

FDK 181.4: 43: (494.26)

1. Einleitung

1.1 Natürliche Verjüngung und Vegetationssukzession auf Waldbrandflächen

Bei der Wiederbewaldung ehemals bestockter Flächen stellt sich immer wieder die Frage, ob und in welchem Ausmass eine Aufforstung als Ergänzung der Naturverjüngung sinnvoll oder nötig sei. Der Einfluss von Waldbränden, Windwürfen und Insektenbefall auf die Waldentwicklung wurde vor allem in den borealen Wäldern Nordamerikas, Skandinaviens und Russlands intensiv untersucht (Übersichten in *Spurr* und *Barnes*, 1973, *Kozłowski* und *Ahlgren*, 1974, *Kimmins*, 1987, *Maciver et al.*, 1989, *Payette et al.*, 1989, *Crutzen* und *Goldammer*, 1993, *Otto*, 1994, *Goldammer* und *Furyaev*, 1996). Die meisten Sukzessionsstudien sind retrospektiv und basieren auf Altersstrukturanalysen in natürlichen Wäldern auf Grund von Bohrkernen. Die feuerökologische Forschung hat entdeckt, dass viele Ökosysteme wesentlich vom Feuer geprägt, ans Feuer angepasst oder sogar von ihm abhängig sind.

In der Schweiz hat diese Thematik in den letzten Jahren an Bedeutung gewonnen, denn einerseits hat die Waldbrandhäufigkeit stark zugenommen (*Conedera et al.*, 1996), andererseits hat der Orkan Vivian im Februar 1990 ungewöhnlich grosse Freiflächen geschaffen, die für die Waldverjüngung ähnliche Voraussetzungen wie Brandflächen aufweisen und teilweise der natürlichen Wiederbewaldung überlassen wurden (*Schönenberger* und *Lässig*, 1995). Wo die Bestände wichtige Schutzleistungen erbringen, kann eine rasche Wiederbewaldung erforderlich sein.

Von älteren Brandflächen, z. B. am Calanda 1943 (*Bavier, 1944, Winkler, 1944, Lardi, 1983*), im Aletschwald 1944 (*Lüdi, 1946, Wendelberger und Hartl, 1969, Hartl, 1970*), bei Tschlin 1947, bei Il Fuorn im Nationalpark 1952, bei Balzers 1985 (*Schönenberger, 1986*), wie auch von vielen Bränden im Tessin (*Berli, 1996, Conedera et al., 1996*) oder in Österreich (*Jahn und Schimitschek, 1950/51, Jahn et al., 1970, Jahn, 1980*) ist bekannt, dass die natürliche Wiederbewaldung in hohen Lagen nur sehr zögernd, langsam oder überhaupt nicht in Gang kommt.

1.2 Der Waldbrand 1983 und die Brandfläche bei Müstair

Nach einer langen Trockenperiode brach am 27. Juli 1983 oberhalb Müstair ein Waldbrand aus, der bis zum 12. August dauerte. Auf einer Fläche von 50,5 ha zerstörte er 20 000 Bäume (13 000 Tfm, Stämme mit BHD > 16 cm) eines Fichten-Arven-Lärchen-Föhrenbestandes (Mischung 77/15/6/2) auf dem nord- bis westexponierten Talhang oberhalb des Dorfes Müstair, zwischen 1800 m und der Waldgrenze auf 2200 m ü. M. (*Baselgia und Donatsch, 1985*). Von den 50,5 ha Brandfläche waren gemäss Karte der Brandintensitäten des Kantonalen Forstinspektorates Graubünden (*Abbildung 1*):

- 1,5 ha vor dem Brand unbestocktes Weideland, der Rest Wald;
- 38,4 ha Waldfläche mit Oberflächen- und Kronenfeuer (*surface und crown fire*), das vorwiegend nur die Kraut-, Strauch- und Baumschicht erfasste;
- 4,9 ha Waldfläche mit intensivem Grundfeuer (*ground fire*, Erd- und Stockfeuer), das zusätzlich die organischen Bestandteile im Boden vollständig zerstörte (Feuertypologie nach *Ford-Robertson, 1971, Jecklin und Schöb, 1993*).

Auf den teilweise sehr steilen Hangpartien von 60 bis 70 % Neigung war mit Oberflächenerosion und Lawinenbildung zu rechnen (*Weber und Schönenberger, 1991*). Durch Sonnenbrand und Borkenkäfer vergrösserte sich die Schadenfläche in den Folgejahren um weitere 10 ha.

Der Untergrund besteht aus Kalkglimmerschiefer und Dolomit. Der Boden entspricht einer mittelgründigen Mull-Rendzina und ist stellenweise vernässt. Die Jahresniederschläge im Talgrund bei der nahegelegenen Station Sta. Maria auf 1390 m ü. M. betragen 753 mm.

Das stärkere Holz wurde geerntet, die Stämme in der Regel etwa 1 bis 1,5 Meter über dem Boden gefällt, während die schwächeren, minderwertigen Stämme nicht genutzt, sondern nach der Pflanzung quergefällt und liegengelassen wurden. Nach drei Jahren war die Rinde zum grössten Teil abgelöst. In der Hoffnung auf zusätzliche natürliche Verjüngung wurde nur mit sehr geringer Pflanzendichte und ungleichmässig aufgeforstet (*Baselgia und Donatsch, 1985*).

Aufgrund der sehr hohen Lage der Brandfläche Müstair war eine langsame Wiederbewaldung zu erwarten. Die Entwicklung von Pflanzung, Naturverjün-

gung und Krautschicht wurde deshalb periodisch mittels einer Stichprobe überwacht, um folgende Fragen zu klären: Wie kann sich der allenthalben feststellbare Anflug gegen Weidenröschen, Reitgras usw. durchsetzen? Mit welchen Baumarten zuerst? Gelingt dies – dank einigen Jahren Entwicklungsvorsprung – den gepflanzten Bäumchen besser als der natürlichen Verjüngung? Oder werden beide Verjüngungsarten durch die Konkurrenz gefährdet oder gar verhindert? Hätte natürliche Verjüngung für eine Wiederbewaldung ausgereicht, oder war eine Aufforstung notwendig?

2. Material und Methoden

In einem 12,25 ha grossen Ausschnitt der Brandfläche auf dem Hang Tramen wurden als Stichprobe 49 kreisförmige Stichprobenflächen systematisch in einem Netz von 50 m Maschenweite angelegt. Damit sie für künftige Aufnahmen wieder auffindbar sind, wurden diese eingemessen und im Zentrum mit einem Aluminiumpfahl, versehen mit Koordinatenangabe, permanent verpflockt (*Abbildung 1*). Jede Stichprobenfläche hat in Horizontalprojektion einen Radius von 4 m und somit eine Fläche von 50,3 m². Die dadurch erfasste Fläche beträgt 2465 m², was einem Flächenanteil von 2 % entspricht.

Der Deckungsgrad der Krautschicht wurde im Jahre 1986 und teilweise wieder 1987 und 1991 für jede Stichprobenfläche geschätzt, die vorkommenden Pflanzen nach Art und Deckungsgrad aufgenommen. Aufgrund der dominierenden Pflanzenarten mit Deckungsgrad von >10 % wurde jede Stichprobenfläche einem Vegetationstyp zugeordnet (*Abbildung 1*).

Vom Stichprobenzentrum aus wurde jährlich (ausser 1993) jeder Reckling (= Jungbaum > 20 cm) mit Azimut und Entfernung eingemessen und nach Baumart, Verjüngungsart (Topfpflanzen, Nacktwurzler oder natürliche Verjüngung), Baumhöhe, Zustand, Schädigung und allenfalls Todesursachen taxiert. Keimlinge und Sämlinge wurden nicht erfasst. Mit dieser Stichprobendichte und -grösse ist zwar keine flächendeckende Kartierung möglich; aber Entwicklungen und Zusammenhänge sind erkennbar.

Auf der ganzen Brandfläche von rund 60 ha wurden nach Angaben des Forstdienstes rund 110000 Bäumchen gepflanzt: 55 % Fichte, 5 % Arve, 32 % Lärche und 8 % diverse Arten. Die hier untersuchte Teilfläche Tramen wurde in den Jahren 1984 und 1985 sehr zurückhaltend bepflanzt mit kleinen Nachpflanzungen 1988. In den Stichprobenflächen wurden insgesamt 2001 Pflanzen pro ha gezählt, überwiegend Nacktwurzler (1656 Stück), und bedeutend weniger Topfpflanzen (345 Stück) (*Tabelle 3*). In dem von der Stichprobe erfassten Flächenausschnitt wurden hauptsächlich Fichten (47 %) und Lärchen (25 %) verwendet; Legföhren (14 %), Grünerlen (7 %), Arven (5 %) und Bergföhren (2 %) wurden in geringer Zahl in Kleinkollektiven ausgebracht. In den ersten Jahren wurde die Aufforstung nach Bedarf mit Hilfe einer Sprinkleranlage

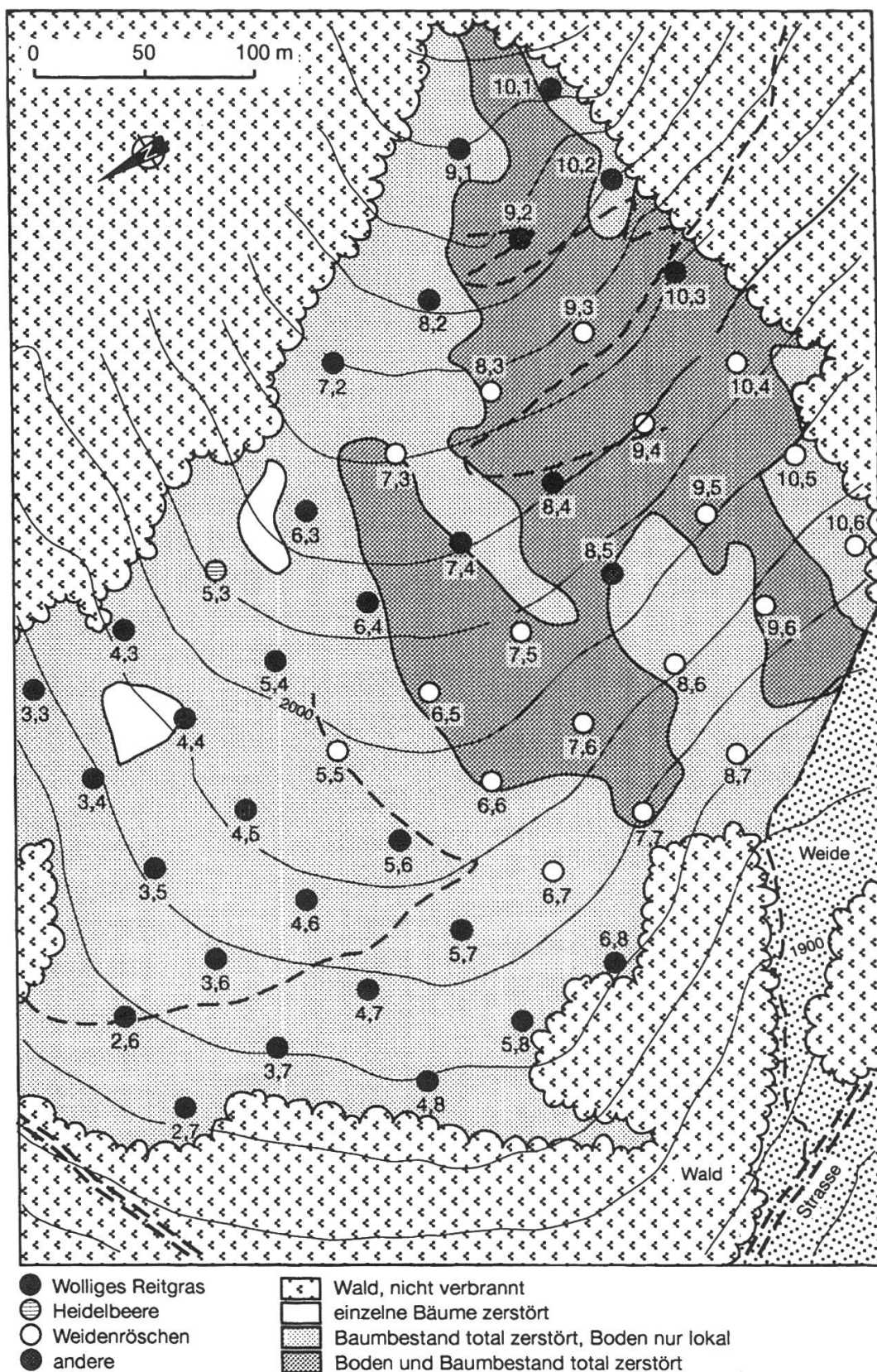


Abbildung 1. Brandintensität, Stichprobenraster und dominante Pflanzenarten in den Stichprobenflächen auf der Untersuchungsfläche Tramen, drei Jahre nach dem Brand (1986).

bewässert (Manser, 1990). Diese stellenweise Wasserversorgung kam sowohl der Pflanzung als auch der natürlichen Verjüngung zugute. Die Zahlen aus der Teilfläche Tramen dokumentieren die Entwicklung der Aufforstung zuverlässig, sind aber nicht repräsentativ für die Pflanzendichte auf der ganzen Brandfläche, da die Bepflanzung sehr unregelmässig war.

3. Resultate

3.1 Die Entwicklung von Krautschicht und Boden

Im Bereich der Stichprobe hat das Feuer etwa auf der halben Fläche nur die Strauchschicht und die Baumkronen betroffen (*Abbildung 1*), während in der anderen Hälfte auch der Boden vollständig verbrannte, so dass dort die ganze Humusaufgabe bis zu 30 cm Dicke, die organischen Bestandteile im Mineralboden sowie das Bodengefüge verloren gingen. Dabei lösten sich viele Steine aus dem Bodenverband. Die Stämme, die an den steilsten Stellen quer gefällt und liegengelassen wurden, um die Gefahr von Oberflächenerosion und Steinschlag zu mindern, zeitigten eine gute Wirkung.

1986 waren von den 49 Stichprobenflächen 26 vom Wolligen Reitgras (*Calamagrostis villosa* (Chaix) Gmelin), meist in Gesellschaft der Drahtschmiele (*Avenella flexuosa* (L.) Parl.), 18 vom Schmalblättrigen Weidenröschen (*Epilobium angustifolium* L.), 1 von der Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus* L.) und 4 von übrigen Pflanzenarten dominiert, letztere z.T. auf vernässten Stellen (*Abbildung 1*). Der Deckungsgrad der Krautschicht betrug 1986 im Mittel 68 %, schwankte aber in den einzelnen Stichprobenflächen zwischen 15 und 100 %. Den höchsten Deckungsgrad wies mit 100 % die einzige von Heidelbeere beherrschte Stichprobenfläche auf nicht verbranntem Boden auf, gefolgt von den Probeflächen mit Reitgras (im Durchschnitt 78 %), mit Weidenröschen (54 %) und den übrigen (54 %). Der Deckungsgrad nahm von 1986 bis 1991 in den vier überprüften Reitgras-Flächen nur noch leicht, in den vier Weidenröschen-Flächen kaum zu. Auch die Artenverschiebung war nur gering.

Auf dem Teil der Brandfläche, wo das Feuer vor allem die Kronen, weniger aber die Krautschicht und die Humusschicht zerstört hat, war die Reitgras-Vegetation von Anfang an vorherrschend. Hier haben viele Wurzelstöcke des Reitgrases den Brand überlebt und konnten noch im selben Jahr wieder austreiben. Nach zwei bis drei Jahren waren diese Stellen mit Reitgras flächendeckend und dicht wiederbegrünt, mit Ausnahme von Lücken im Bereich von Baumstrünken. Auf den Flächenteilen mit starkem Bodenbrand, wo die Vegetation samt den Wurzeln und wohl auch den Samenvorräten im Boden vollständig verbrannte, setzte die Wiederbesiedlung mit Weidenröschen nach einem Jahr zögernd und inselartig ein (*Abbildung 1*). Nach sechs Jahren

betrug der Deckungsgrad der Weidenröschen etwa 60 %; unbewachsene Stellen befanden sich meist im Bereich der ehemaligen Streuaufgaben um die Baumstrünke. Die Weidenröschen bildeten hier zu diesem Zeitpunkt eine kompakte Vegetationsdecke, später verloren sie ihre Dominanz zugunsten von Reitgras und anderen Gräsern und Kräutern. 1991 wurden sie stark durch ein Insekt dezimiert. Etwa ab dem zehnten Jahr nach der Pflanzung wurde die Gras- und Krautvegetation an den dichter bepflanzten Stellen langsam durch die Aufforstung zurückgedrängt.

Die Asche wurde durch den Wind verblasen und durch Regen und vor allem durch die Bewässerung kleinflächig verfrachtet, bis das Mikrorelief ausgeglichen und alle Vertiefungen aufgefüllt waren. In den ersten Jahren war in den steileren Hanglagen bei Neigungen um 80 % eine deutliche Oberflächen-erosion erkennbar. Die Umlagerung hat stellenweise bis 10 cm der Oberflächenschicht betroffen. Reitgras und – an anderen Stellen und etwas später – Weidenröschen sowie die Aufforstung stabilisierten aber nach drei bis vier Jahren die Oberfläche. Einzig durch die Bewässerung der Pflanzung entstand weiterhin stellenweise geringer Oberflächenabtrag.

3.2 Die Entwicklung der natürlichen Verjüngung auf der Brandfläche

Auf der untersuchten Fläche haben keine Recklinge den Brand überlebt. Die Wiederbewaldung erfolgte ausschliesslich generativ als Kernwuchs. Erste Naturverjüngung durchwuchs erst 1988, im fünften Jahre nach dem Brand, die 20-cm-Schwelle. Bis 1995 nahm die Zahl der Recklinge auf 2030 Stück pro ha zu, alle Baum- und Straucharten inbegriffen (*Tabelle 1*). Die Ausfälle an natürlicher Verjüngung in Recklingsgrösse waren bis 1995 mit nur 2 % unbedeutend.

Im Jahre 1995 verteilten sich die 2030 Recklinge pro ha natürlicher Verjüngung auf 7 Baum- und 4 Straucharten (*Tabelle 2*). Der natürliche Aufwuchs bestand zu 28 % aus Nadelholz-, zu 72 % aus Laubholzarten. Gebirgsweiden, Aspen und Lärchen waren weitaus am häufigsten, alle übrigen Arten mit weniger als 5 % schwach vertreten. Damit wich das Mischungsverhältnis der natür-

Tabelle 1. Entwicklung der Anzahl lebender Recklinge aus Naturverjüngung (pro ha, Stichprobenaufnahme Tramen).

Jahr Jahr nach Brand	1986 3	1987 4	1988 5	1989 6	1990 7	1991 8	1992 9	1994 11	1995 12
Natürlich verjüngtes Laubholz	0	0	366	495	770	950	1046	1323	1449
Natürlich verjüngtes Nadelholz	0	0	24	28	65	89	154	369	581
Total natürliche Verjüngung	0	0	390	524	836	1039	1202	1693	2030

Tabelle 2. Anzahl (pro ha) und Anteil (%) der Baum- und Straucharten an der natürlichen Verjüngung 12 Jahre nach dem Brand.

			Anzahl pro ha	Anteil %
Laubholz:	Sträucher	4 Arten	840	41
	Aspe	<i>Populus tremula</i> L.	512	25
	Birke	<i>Betula pendula</i> Roth	57	3
	Vogelbeere	<i>Sorbus aucuparia</i> L.	41	2
Nadelholz:	Lärche	<i>Larix decidua</i> Mill.	402	20
	Arve	<i>Pinus cembra</i> L.	85	4
	Fichte	<i>Picea abies</i> (L.) Karst	85	4
	Bergföhre	<i>Pinus mugo uncinata</i> DC Domin	8	<1
Laubholz total			1449	72
Nadelholz total			581	28
Total			2030	100

lichen Verjüngung von Nadelholz mit 15% Fichten, 15% Arven, 69% Lärchen und 1% Föhren vorläufig erheblich von demjenigen im Vorbestand ab (77/15/6/2 Prozent), ganz abgesehen vom zusätzlichen Anteil Laubholz, das im Vorbestand praktisch gefehlt hatte.

Am auffallendsten war die rasche Zunahme von Aspe und Sträuchern (hauptsächlich Gebirgsweide (*Salix appendiculata* Vill.), ferner von zwei schmalblättrigen Weidenarten und Rotem Holunder (*Sambucus racemosa* L.)). Die Zunahme der Sträucher verlangsamte sich in den späteren Jahren (Abbildung 2). Von den Nadelhölzern erreichten Fichten und Lärchen nach 5

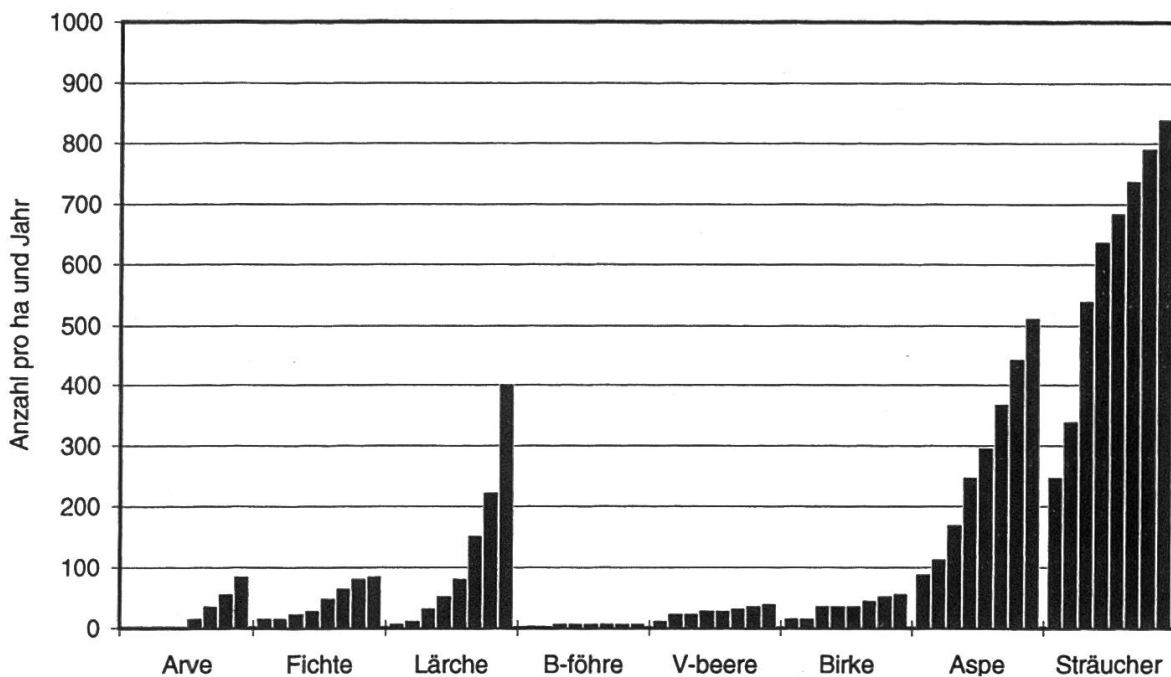


Abbildung 2. Entwicklung der natürlichen Verjüngung von 1988 (jeweils erste Säule links) bis 1995 (12 Jahre nach dem Brand, letzte Säule rechts). Anzahl Recklinge pro ha und Jahr. Erste Recklinge wurden 1988 festgestellt. Die fehlende Aufnahme 1993 wurde interpoliert.

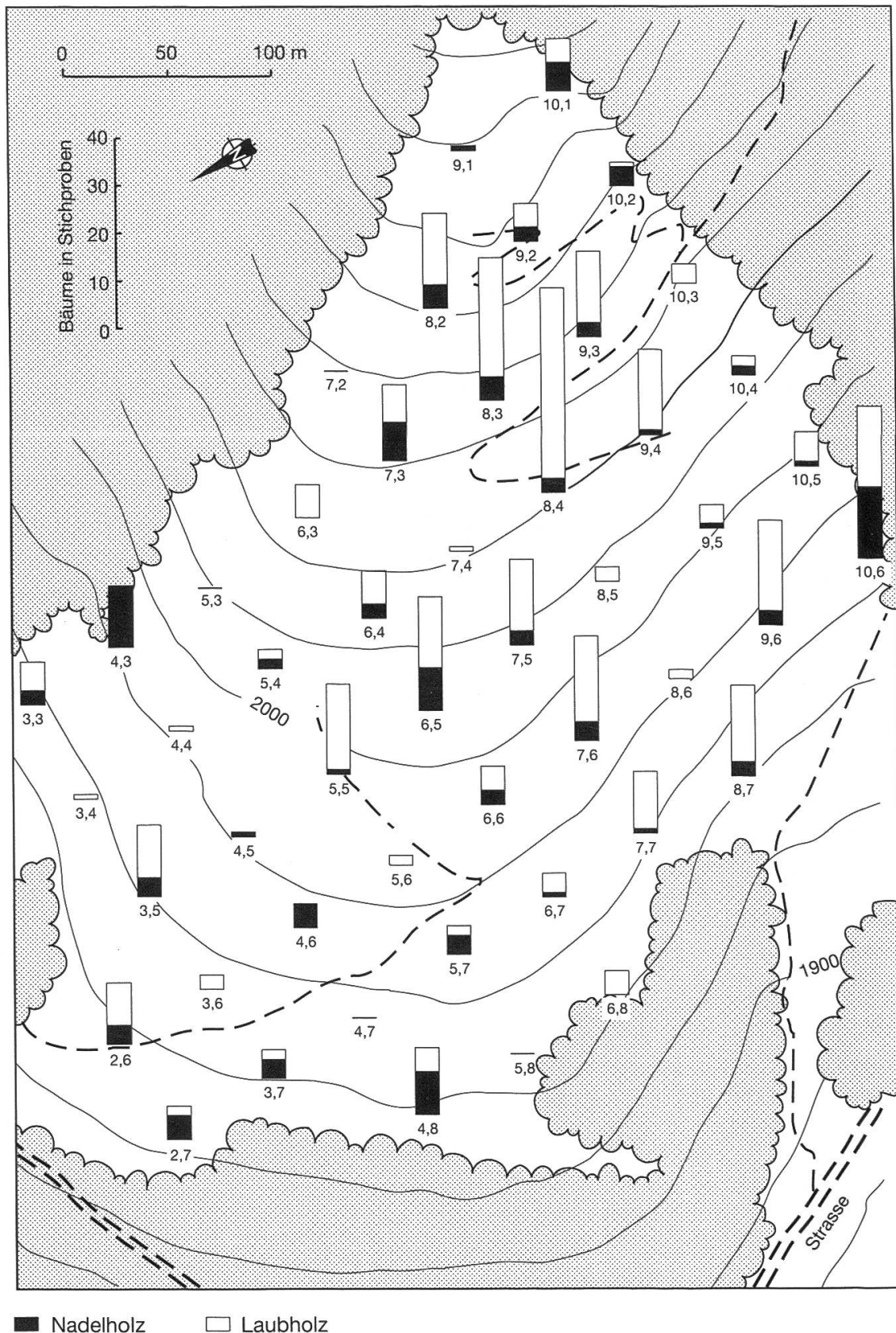


Abbildung 3. Verteilung der natürlichen Verjüngung im Gelände 1995, 12 Jahre nach dem Brand. Anzahl Recklinge in den einzelnen Stichprobenflächen von 50 m², getrennt nach Nadel- und Laubholz.

Jahren erstmals Recklingsgrösse. Die Lärche nahm auch in den letzten Jahren noch rasch zu. Arvenrecklinge wurden erstmals 1992 festgestellt. Die Zahl der Bergföhren blieb dauernd sehr klein.

Die Karte der Recklingszahlen pro Stichprobenfläche zeigt das Verteilungsmuster des Aufwuchses im Gelände, das zum Teil durch den Standort, vor allem aber durch die Intensität des Brandes bedingt ist (*Abbildung 3*). Pro 50 m²-Stichprobenfläche wurden bei der letzten Aufnahme 1995 zwischen 0 und 43 Recklinge gezählt. Am meisten Recklinge (15,7 pro Fläche) waren in jenen Stichprobenflächen zu finden, in denen im Jahre 1986 Weidenröschen dominiert hatten, weit mehr als in den Flächen mit Reitgras (7,4) und in den übrigen (6,8) (vergleiche *Abbildung 1* mit *Abbildung 3*). Am zahlreichsten war die Verjüngung auf der Geländerippe und in deren Nähe im anschliessenden Westhang, wo die Verbrennung am intensivsten war und rasch Weidenröschen dominierten. Die Verteilung der Recklinge gemäss *Abbildung 3* zeigte keine Abnahme gegen das Zentrum der Brandfläche, korrelierte also nicht mit dem Abstand von den Bestandesrändern. Den Rändern entlang war der Nadelholzanteil jedoch deutlich höher als in der Flächenmitte. Ferner war die Verjüngung zahlreicher auf den steileren oberen Hangpartien als auf den flacheren unteren.

Die Keimlinge und Sämlinge der natürlichen Verjüngung, aber auch die kleineren Pflänzchen der Aufforstung, wurden in den ersten Jahren nach dem Brand häufig durch Feinerde aus der Oberflächenerosion bedeckt und manchmal getötet, vor allem in Geländevertiefungen. Beim natürlichen Aufwuchs waren sonst kaum letale Schäden festzustellen. Von den 92 ältesten Pflanzen wurden im Laufe von zwölf Jahren nur drei nie am Gipfeltrieb beschädigt. Der häufigste Schaden an der natürlichen Verjüngung war Triebverbiss, wobei Holunder und Vogelbeere am stärksten, in manchen Jahren bis zu 100% betroffen waren. Auch die Weidenarten, Aspe und Birke wiesen in den meisten Jahren beträchtlichen Endtrieb-Verbiss auf, oft um die 50%. Bei der Lärche war der Verbiss in den letzten Jahren rückläufig, während Arve und Fichte kaum je Verbiss zeigten. Die Verursacher waren hauptsächlich Reh und Hirsch, aufgrund der nur einmal jährlich stattfindenden Aufnahme konnten sie jedoch nicht im einzelnen unterschieden werden.

Die grössten und wohl auch ältesten Recklinge aus Naturverjüngung waren Gebirgsweiden, Aspen und Birken; diese haben 12 Jahre nach dem Brand maximale Höhen um drei Meter erreicht. Von den Nadelholzarten und der Vogelbeere sind dagegen bisher kaum Bäume höher als 1 Meter geworden; letztere sind infolge starken Wildverbisses zurückgeblieben.

3.3 Die Entwicklung der Aufforstung in der Brandfläche

Die Aufforstung erlitt vom Pflanzungszeitpunkt bis 1995 im Schnitt aller Baumarten 30% Ausfälle, wovon die Legföhre mit 61%, die Lärche mit 48%,

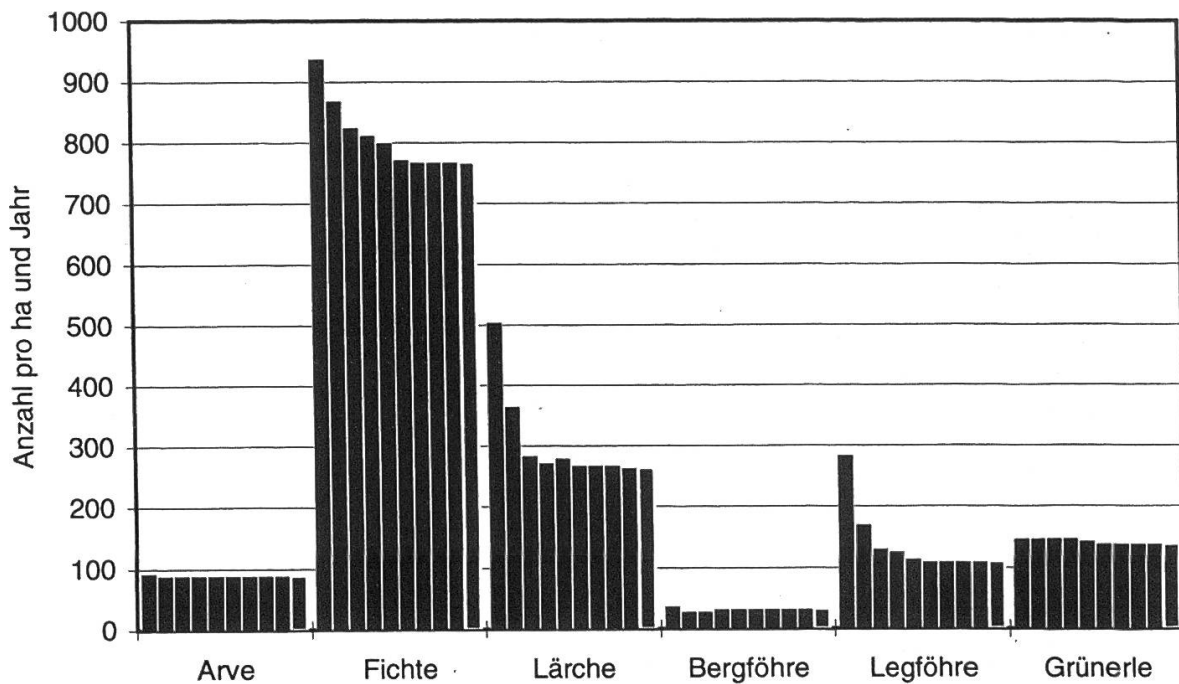


Abbildung 4. Entwicklung der Aufforstung von 1985 (jeweils erste Säule links) bis 1995 (letzte Säule rechts), während der ersten 12 Jahre nach dem Brand. Pflanzenzahlen pro ha und Jahr. Gepflanzt wurde 1984 und 1985. Die fehlende Aufnahme 1993 wurde interpoliert.

die Bergföhre mit 12 %, die Fichte mit 18 %, die Grünerle mit 5 %, die Arve mit 4 % betroffen waren (Abbildung 4, Tabelle 3). Die Ausfälle waren in den ersten drei Jahren am stärksten. Bemerkenswert ist ferner, dass die Topfpflanzen in den ersten 10 Jahren nur 18 % Ausfälle erlitten, die Nacktwurzler dagegen 33 %.

Die bedeutendsten Schäden an der Aufforstung waren Rindenfrass durch Mäuse an Bergföhren und Lärchen, sowie Schälen und Fegen durch Reh an Bergföhre, Lärche und Arve. Triebverbiss wurde bei Birke und Lärche registriert. Die gepflanzten Fichten wiesen ab dem siebten Jahr starken Gallausbefall (*Adelgidae*) auf und erlitten im schneearmen Winter 1989/90 erhebliche Schäden durch Frosttrocknis. Kaum geschädigt waren die Grünerlen.

Die 30 % Ausfälle bis 1995 in der Pflanzung sind auf Vertrocknen auf Pflanzschock (64 % der Abgestorbenen, vor allem Nacktwurzler), Rindenfrass durch Mäuse (16 %), Vegetationskonkurrenz (7 %) und Frosttrocknis (5 %)

Tabelle 3. Entwicklung der Anzahl lebender, gepflanzter Recklinge pro ha Aufforstung, Stichprobenaufnahme Tramen. Pflanzungsjahre 1984/85.

Jahr	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1994	1995	%95
Jahr nach Pflanzung	0	1	2	3	4	5	6	7	9	10	10
Gepflanztes Nadelholz	1855	1523	1356	1332	1316	1271	1267	1267	1263	1263	68
Gepflanztes Laubholz	146	146	146	146	142	138	138	138	138	138	95
Total Pflanzung	2001	1669	1502	1478	1458	1409	1405	1405	1401	1401	70

zurückzuführen. Der Rest verteilt sich auf seltene oder unbekannte Ursachen.

10 bis 11 Jahre nach der Pflanzung erreichten die Bäumchen mittlere Höhen zwischen 50 (Arven) und 110 cm (Lärchen). Die enormen Streuungen der Pflanzengrösse waren vorwiegend auf verschiedene Schädigungen zurückzuführen. Die Nacktwurzler litten in den ersten 2 bis 3 Jahren fast ausnahmslos an Wachstumsstörungen infolge des Pflanzschocks. Später wurde das Höhenwachstum teilweise massiv durch Verbiss beeinträchtigt. Die Arve kümmernte an stark verbrannten Stellen in reiner Mineralerde. Die Konkurrenz durch die Pioniervegetation, vor allem durch Schmalblättriges Weidenröschen, war in den ersten Jahren an stark verbrannten Stellen überraschend gering. Freigeschnittene Bäumchen wiesen deutlich geringeren Höhenzuwachs auf als die bedrängten.

3.4 Vergleich von Aufforstung und Naturverjüngung

Natürliche Verjüngung hat, über alle Arten summiert, die Aufforstung erst etwa 10 Jahre nach dem Brand zahlenmässig eingeholt (*Abbildung 5*). Bei natürlicher Verjüngung überwiegt das Laubholz stark, bei der Pflanzung dagegen das Nadelholz. Werden nur die Nadelholzarten verglichen, so bleibt die

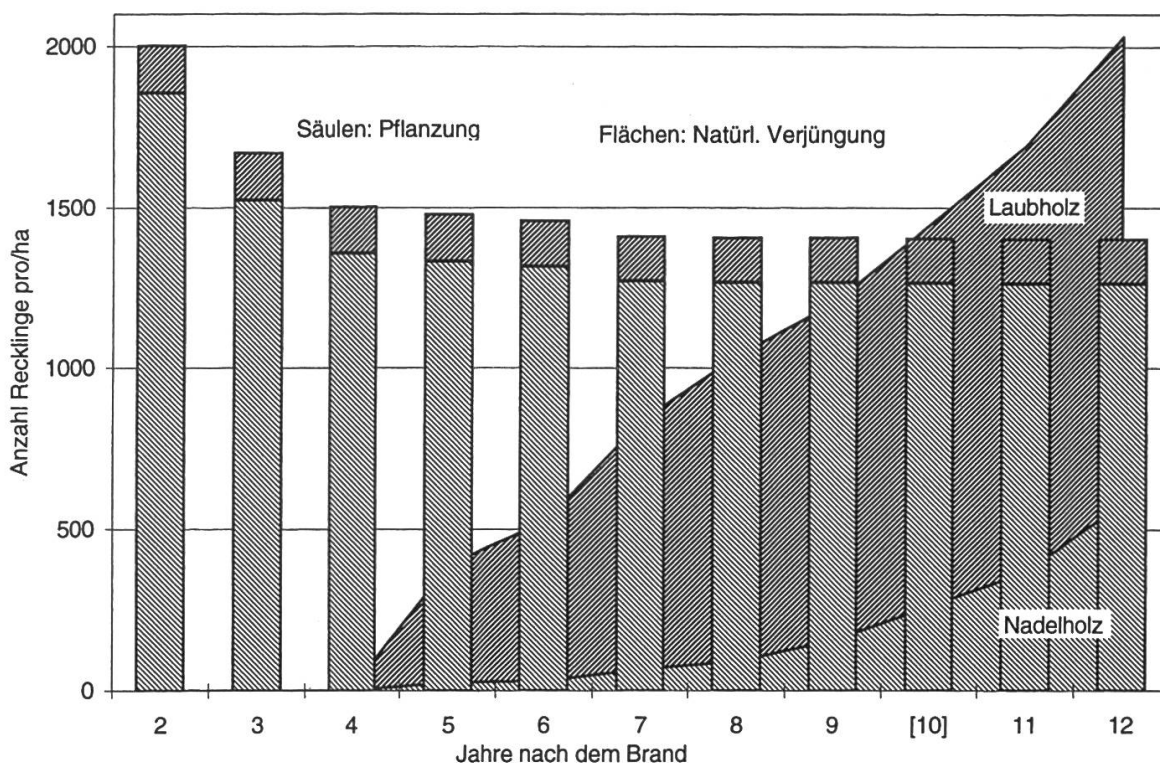


Abbildung 5. Vergleich der Entwicklung der Pflanzenzahlen pro ha in der natürlichen Verjüngung und der Aufforstung nach Laub- und Nadelholz (kumuliert) während der ersten 12 Jahre nach dem Brand. Gepflanzt wurde 1984 und mehrheitlich 1985, also ein bis zwei Jahre nach dem Brand.

Zahl der Recklinge aus natürlicher Verjüngung mit 581 Stück pro ha bis ins Jahr 1995 weit hinter der Zahl der gepflanzten zurück (1263 Stück pro ha).

Obwohl viele gepflanzte Arven, Lärchen und Fichten in den ersten drei Jahren eine deutliche Wachstumseinschränkung infolge Pflanzschocks erlitten, sind die mittleren Baumhöhen der Aufforstungspflanzen nach zwölf Jahren noch deutlich grösser als bei der Naturverjüngung, welche selbstverständlich im Schnitt noch jünger ist. Aus der Entfernung sah die Brandfläche nach 12 Jahren noch weitgehend unbestockt aus, lediglich die Pflanzung war an einigen Stellen mit relativ dichter Bepflanzung aspektbestimmend.

4. Diskussion

4.1 Einfluss des Feuers auf Boden und Krautschicht

Art, Dauer, Intensität und Frequenz von Bränden variieren lokal sehr stark, wodurch die Bedingungen für die künftige Entwicklung von Brandflächen sehr variabel werden. Brand verursacht mit steigender Intensität eine zunehmende Veränderung und Umlagerung der Nährstoffe im Boden (*Paré et al.*, 1993). Manche Elemente (C, N, S, P, K, B) werden mit den Rauchgasen oder der Asche von den heissesten Stellen weggeweht. Ca und Mg werden an schwächer verbrannten Stellen angereichert. Nährelemente werden infolge verminderter Versickerung auch ausgewaschen oder rasch von der Vegetation aufgenommen. Je nach Element können 11 bis 83 % des Vorrates aus dem Ökosystem verlorengehen (*Grier*, 1975, *Feller*, 1989). Wichtig ist die Umwandlung von nicht verfügbaren mineralischen Nährstoffen in der unzersetzten organischen Auflage in eine lösliche, pflanzenverwertbare Form. Die biologische Aktivität im Boden wird durch Brand stimuliert (*Veilleux*, 1972), denn auf geräumten Brandflächen herrscht Freilandklima, welches die Bodentemperaturen im Vergleich zum Bestandesinnern oft erhöht, was die Mineralisation der organischen Bestandteile beschleunigt (*Agee und Smith*, 1984, *Auclair*, 1985, *Belanger et al.*, 1993, *Attiwill*, 1994, *Bergeron und Charron*, 1994). Insgesamt sind nach einem Brand trotz grosser Gesamtverluste in der Regel mehr Nährstoffe für die Pflanzen verfügbar (*MacLean et al.*, 1981, *Harrington*, 1989). Es besteht auch der Verdacht, dass die Mykorrhiza-Flora durch Brand zerstört wird, was die Wiederbewaldung verzögern kann (*Kimmins*, 1987).

Es ist bekannt, dass die Krautschicht durch einen Waldbrand in unterschiedlichem Grad zerstört wird und dass sich selbst nach vollständiger Verbrennung meist rasch eine üppige Ersatzvegetation entwickelt. Der Verlust der Vegetationsbedeckung kann zu verminderter Interzeption und Transpiration, der Strukturverlust im stark verbrannten Boden zu reduzierter Porosität, erhöhtem Oberflächenabfluss und pH-Wert sowie zu Oberflächenerosion führen (*Fuller et al.*, 1955, *Viro*, 1974). Die rasche Ausbreitung von Weiden-

röschen und die Regeneration des Reitgrases wirken diesen Tendenzen entgegen. Die Weidenröschen verdanken ihren Erfolg dem ausgeprägten Pioniercharakter, aber auch dem Nährstoffschub. Im schwach verbrannten Gebiet hat die schon vor dem Brand vorherrschende Reitgrasflur mit den Wurzeln überlebt, worauf sich sehr rasch eine geschlossene Reitgrasdecke regeneriert hat. *Lüdi* (1946) hat im Aletschwald in ähnlicher Höhenlage das gleiche festgestellt. Erdfeuer hingegen zerstört auch die Wurzelwerke, und die Wiederbesiedlung muss durch Pionierarten erfolgen. Die Konkurrenzverhältnisse zwischen sich ausbreitender Krautschicht, Naturverjüngung und Pflanzung ändern sich im Laufe weniger Jahre sehr stark (*Treter*, 1995).

4.2 Die natürliche Wiederbewaldung von Brandflächen

Vor allem die Nadelholzarten sind im Ansamungs-, im An- und Aufwuchsstadium bedroht, z.B. durch Trockenheit, Überdeckung, Konkurrenz, Pilzkrankheiten, Verbiss. In den ersten 12 Jahren nach dem Brand haben sich im Pionierstadium vor allem Sträucher und Laubbäume eingestellt, die weit weniger schutzwirksam sind als die Nadelholz-Schlussbaumarten. Vegetationskonkurrenz durch Weidenröschen – im Gegensatz zu Reitgras – scheint bisher auf Stufe Aufwuchs unbedeutend; Weidenröschen beschatteten im Gegenteil die Waldverjüngung leicht, was sich eher positiv auswirkte. Eine aufwendige Pflege, etwa das Freischneiden der Kulturen, war überflüssig.

Typisch ist auf Brandflächen eine Abfolge von Sukzessionsstadien, die anfänglich von Laubholz, später zunehmend von Nadelholz geprägt sind (*Bergeron und Dansereau*, 1993, *De Grandpré et al.*, 1993). Dass die natürliche Wiederbewaldung auf den stark verbrannten, von Weidenröschen dominierten Hangpartien am schnellsten einsetzte, kann mit den günstigen Boden- und Konkurrenzverhältnissen erklärt werden. Brand ist als eine Art Bodenverwundung für die Verjüngung dort günstig, wo diese sonst durch eine Rohhumusauflage behindert wird (*Arnborg*, 1943). Lärche, Fichte und Föhre keimen und überleben auf Mineralerde besser als auf Rohhumus (*Brang*, 1996).

Der sehr langsame natürliche Wiederbewaldungsprozess in der hohen Lage der Brandfläche Müstair lässt sich kaum mit mangelnder Samenverbreitung erklären. In sehr grossen Brandflächen Nordamerikas ist die Distanz von den Bestandesrändern allerdings ein wichtiger Faktor; dort ist die Verjüngung am Rand der Brandflächen aufgrund der besseren Versorgung mit Samen zahlreicher als im Zentrum (*Agee und Smith*, 1984).

Die Oberflächenerosion kann die Waldverjüngung stellenweise gefährden. Dies haben die vielen überdeckten Recklinge gezeigt. Keimlinge und Sämlinge sind noch weit mehr gefährdet, werden sie doch viel leichter ausgeschwemmt oder überdeckt.

4.3 Vergleich der Brandfläche Müstair mit anderen Kahlflächen

In tieferen Lagen geht die Wiederbewaldung sehr viel rascher vor sich (Zuber, 1979). Auf Brandflächen in borealen Zonen wurden 10 Jahre nach dem Brand bis zu 75 000 Föhren pro ha gezählt (Kalinin, 1996). Im Vergleich dazu ist in der subalpinen Brandfläche Müstair die Verjüngungsdichte mit 85 Arven, 8 Bergföhren, 85 Fichten und 402 Lärchen pro ha nach zwölf Jahren sehr niedrig (Abbildung 2). In den Rocky Mountains fand die Verjüngung von *Abies lasiocarpa* in Brandflächen über 90 Jahre hinweg schubweise in günstigen Jahren mit warmem, trockenem und schneearmem Frühling und kühlfeuchtem Sommer statt (Little et al., 1994). Shankman und Daly (1988) haben in einer Brandfläche an der oberen Waldgrenze in Colorado eine äusserst langsame Verjüngung festgestellt.

In verschiedenen schweizerischen Windwurfflächen tieferer Lagen, zwischen 900 und 1600 m ü.M., hat sich die natürliche Verjüngung viel reichhaltiger und rascher eingestellt als in der hochgelegenen Brandfläche Müstair. So waren beispielsweise in Schwanden und in Pfäfers bereits vier Jahre nach dem Windwurfereignis bis über 1000 Recklinge pro ha zu finden (Lässig et al., 1995). Ein kleiner Teil davon hatte schon vor dem Sturm Fuss gefasst; der grössere Teil hat jedoch von dem Angebot an günstigen Kleinstandorten für die Keimung auf der Windwurffläche profitiert. Die Bedingungen auf der Brandfläche waren viel homogener.

5. Folgerungen: Wo ist eine Aufforstung nötig, wo genügt natürliche Verjüngung?

Unter Einbezug aller Baum- und Straucharten hat der natürliche Aufwuchs die Pflanzung nach 10 Jahren zahlenmässig überholt (Abbildung 5); dies gilt jedoch nicht für die Nadelholzarten. Bezüglich Schutzwirksamkeit im Gebirge sind die Nadelholzarten den Laubholzarten überlegen, weshalb ja auch vorzugsweise Nadelholzarten gepflanzt wurden. Auch bezüglich Baumhöhe ist die natürliche Verjüngung hinter der Pflanzung noch weit zurückgeblieben. Im Hinblick auf eine rasche Rückgewinnung gewisser Schutzfunktionen brachte also die Pflanzung mit vorwiegend Schlussbaumarten trotz geringer Pflanzdichte und höheren Ausfällen zahlenmässig und zeitlich einen grossen Vorsprung.

Auch wenn die bisher erst 12jährige Entwicklung noch kein abschliessendes Urteil über die Wiederbewaldung zulässt, ist eine Beschleunigung mittels Aufforstung an gewissen Stellen gerechtfertigt. In steilen subalpinen Lagen von mehr als etwa 28° Hangneigung, wo der Wald ausgesprochenen Schutz vor Naturgefahren zu erbringen hat, bringt eine Aufforstung einen entscheidenden Vorsprung gegenüber der Naturverjüngung, der weit über das hier erfass-

te erste Jahrzehnt anhalten wird. Speziell in Kombination mit aufwendigen Schutzmassnahmen wie Temporärverbau, Verbissschutz usw. ist ein Zeitgewinn von einigen Jahrzehnten entscheidend. Unter den genannten Umständen sind lokal, d.h. auf den waldfähigen Kleinstandorten, Pflanzendichten von 5 000 bis 10 000 Nadelholzpflanzen pro ha für eine rasche Übernahme der Schutzwirkung nötig, eine Zahl, die in solchen Lagen von der natürlichen Verjüngung in absehbarer Zeit nicht erreicht werden wird. Derartige Hangpartien mit kritischer Neigung machen aber meist nur einen Bruchteil der Gesamtfläche aus. In der Regel ist in hohen Lagen ein Teil der Fläche nicht waldfähig. Daher ist es in jedem Falle angebracht, differenziert vorzugehen und nicht grossflächig gleichmässig auszupflanzen, sondern rottenartig auf den günstigen Kleinstandorten. Eine Bepflanzung kann und soll sich vermehrt auf jene Standorte beschränken, wo sie wirklich nötig und erfolgversprechend erscheint. Die Grundsätze der Hochlagenaufforstung in den Alpen sind bei *Schönenberger, Frey et al.*, 1990, ausführlich beschrieben und können in diesen Fällen angewendet werden.

In tieferen Lagen ist dagegen oft festzustellen, dass die Naturverjüngung die Pflanzung rasch an Höhenwachstum übertrifft. Hier sollte auf flacheren, ungefährlichen Hangpartien, wo ein möglichst rasches Wiedererreichen der Schutzfunktion zweitrangig ist, das Potential der natürlichen Verjüngung in Zukunft vermehrt genutzt werden. Dort können die offensichtlichen Vorteile der natürlichen Wiederbewaldung zur Geltung kommen: standortseigenes Saatgut, natürliche Mischung und Altersdifferenzierung des An- und Aufwuchses, geringere Wurzeldeformationen und deshalb weniger Wurzelinfektionen, bessere Strukturierung und Stabilität in den künftigen Beständen. Diesbezügliche Entscheidungshilfen und Anregungen für Alternativen zur herkömmlichen Aufforstung sind zu finden in *Schönenberger und Rüschi* (1990).

Zusammenfassung

Ein Waldbrand hat im Juli 1983 rund 50 ha Waldbestände in einer subalpinen Höhenlage von 1800 bis 2200 m ü.M. oberhalb Münstair zerstört. Der Prozess der natürlichen Wiederbewaldung wurde seither dokumentiert, in Abhängigkeit von Feuerintensität, Bodenveränderung und Vegetationsentwicklung kommentiert und mit der Entwicklung einer Aufforstung verglichen.

Rund die Hälfte der untersuchten Brandfläche erlitt ein starkes Kronen- und Grundfeuer, die andere Hälfte nur Kronen- und schwaches Oberflächenfeuer. Erosionsprozesse waren kaum festzustellen. Auf dem Flächenteil mit starkem Boden- und Erdfeuer musste die Vegetation die Fläche neu besiedeln. Hier dominierten bald die Weidenröschen (*Epilobium angustifolium* L.). Wo der Bodenbrand nur schwach war, trieb Reitgras (*Calamagrostis villosa* (Chaix) Gmelin) aus überlebenden Wurzeln rasch wieder aus und bildete bald eine geschlossene Vegetationsdecke.

Der Baumjungwuchs war vollständig verbrannt und musste sich als Kernwuchs neu ansiedeln. Die natürliche Verjüngung setzte sehr zögernd ein. Nach zwölf Jahren waren elf Arten daran beteiligt. Am zahlreichsten waren Laubhölzer mit 1449 Pflanzen pro ha vertreten; Nadelhölzer erreichten zusammen nur eine Dichte von 581 Bäumen pro ha. Verschiedene Straucharten waren mit 41 %, die Aspe mit 25 % und die Lärche mit 20 % daran beteiligt. Es wird noch lange dauern, bis die natürliche Waldverjüngung die Pflanzung an Zahl und Pflanzengrösse eingeholt hat, obwohl in der Aufforstung innerhalb von elf Jahren 30 % Ausfälle zu verzeichnen waren und der Zuwachs mancher Bäume infolge des Pflanzschocks stagnierte.

In hohen Lagen ist es an vielen Stellen wichtig, den Schutz des Waldes gegen Schneebewegungen rasch wiederherzustellen, z.B. in Kombination mit temporärem Lawinenverbau. Die Wiederbewaldung muss nur an kritischen Stellen durch Aufforstung beschleunigt werden. Die Pflanzung mit den schutzwirksameren Nadelholzarten erlaubt es, die wenig schutzwirksame Laubholzphase zu überspringen. Eine flächen-deckende Auspflanzung grösserer Brandflächen ist jedoch nicht nötig.

Résumé

Régénération d'une surface de forêt subalpine incendiée à Müstair

En juillet 1983, un incendie détruisit 50 ha de forêt subalpine au-dessus de Müstair, entre 1800 et 2200 m d'altitude. Dès cette époque, le processus de reboisement naturel a été suivi et interprété en tenant compte de l'intensité du feu, des transformations du sol et du développement de la végétation; il a été comparé avec le développement d'une plantation.

Près de la moitié de la surface incendiée présentait un sol et des houppiers calcinés; sur l'autre partie, seuls les houppiers ont été incendiés, le sol n'étant que légèrement touché. Des processus d'érosion n'ont pas véritablement été constatés. Là où le sol a été fortement brûlé, la végétation a dû recoloniser la surface. Cette partie s'est alors vue largement dominée par l'épilobe à feuilles étroites (*Epilobium angustifolium* L.). Là où le sol n'a été que faiblement atteint, la Calamagrostide velue (*Calamagrostis villosa* (Chaix) Gmelin) est bien vite réapparue à partir de ses racines encore vivantes, ne tardant pas à former un dense tapis végétal.

Le recrû ayant été complètement détruit, il a dû se réinstaller à partir de francs-pieds. Le rajeunissement naturel ne s'est que lentement implanté. Après douze ans, onze espèces étaient présentes. Les feuillus étaient les plus nombreux, avec 1449 plantes par ha, les résineux n'atteignant que 581 arbres par ha. Ce total était constitué de 41 % d'espèces buissonnantes, de 25 % de tremble et de 20 % de mélèze. Il faudra attendre encore longtemps jusqu'à ce que la régénération naturelle présente des plantes aussi nombreuses et développées que celles de la plantation, même si cette dernière a subi 30 % de pertes en onze ans et que l'accroissement a souvent stagné sous l'effet du choc de transplantation.

En altitude, il existe de nombreux endroits où il est urgent de redonner à la forêt sa fonction protectrice contre les mouvements de neige. C'est le cas par exemple là où

il faut construire des ouvrages temporaires contre les avalanches. Il convient alors d'activer la recolonisation de la forêt en ne reboisant que les endroits les plus critiques. Il est plus efficace de planter des résineux; ce choix permet de «sauter» la phase initiale des feuillus pendant laquelle l'effet de protection est limité. Relevons toutefois qu'il n'est pas nécessaire de reboiser intégralement les forêts incendiées sur une large surface.

Traduction: *Monique Dousse*

Summary

Reforestation of a subalpine forest fire area near Mustair

In July 1983 a forest fire above Mustair destroyed some 50 ha of subalpine forest stands at 1800 – 2200 m a.s.l. The subsequent process of natural reforestation was documented with comments relating to fire intensity, soil changes and development of vegetation, and compared with the development of a man-made afforestation.

About half of the study area had suffered severe crown and ground fire, the other half only crown fire with slight surface fire. Processes of erosion were scarcely detectable. Where the ground fire had been severe, the vegetation had to invade the area anew. Here fireweed (*Epilobium angustifolium* L.) became dominant. Where there had been only slight ground fire, surviving roots of shaggy woodreed (*Calamagrostis villosa* (Chaix) Gmelin) sprouted rapidly and soon produced a closed carpet of vegetation.

The crop of young trees had been completely destroyed and had to re-establish itself from seedlings. Natural regeneration began very slowly. After twelve years, it included eleven species. Broadleaves, with 1449 plants per ha were the most numerous; all the conifers together totalled only 581 plants per ha. Of these, various shrubs comprised 41 %, aspen 25 % and larch 20 %. It will be a long time before the natural regeneration catches up with the man-made afforestation in terms of number and size of plants, although this showed a loss of 30 % within eleven years and growth often stagnated as a result of planting shock.

At many high altitude sites it is urgent to restore the forest's function as a protection against snow movement as quickly as possible, e.g., in combination with temporary avalanche defence structures. The regrowth of the forest must be accelerated through artificial afforestation at critical points only. Planting with the more protective conifer species allows leapfrogging the less protective phase of broadleaf growth. However, it is not necessary to re-stock whole areas where there has been a fire.

Translation: *Margaret Sieber*

Literatur

- Agee, J.K., Smith, L. (1984): Subalpine tree reestablishment after fire in the Olympic Mountains, Washington. *Ecology* 65, 3: 810–819.
- Arnborg, T. (1943): Granberget. A plant biological study of a spruce forest area in southern Lapp-land with particular reference to forest types and regeneration. Norrlandskt. Handbibliotek, Uppsala, No. 14, 282 pp.
- Attiwill, P.M. (1994): The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *For. Ecol. Manage.* 63, 2–3: 247–300.
- Auclair, A. (1985): Postfire regeneration of plant and soil organic pools in a *Picea mariana-Cladonia stellaris* ecosystem. *Can. j. for. res.* 15, 1: 279–291.
- Baselgia, D., Donatsch, P. (1985): Der Waldbrand von Müstair. *Bündnerwald* 38, 5: 35–41.
- Bavier, B. (1944): Der Waldbrand am Calanda im August/September 1943. *Schweiz. Z. Forstwes.* 95, 10: 291–298.
- Belanger, L., Allard, D., Meek, P. (1993): Establishment of a two-storied white birch and balsam fir stand in the boreal zone. *For. chron.* 69, 2: 173–177.
- Bergeron, Y., Dansereau, P.R. (1993): Predicting the composition of Canadian southern boreal forest in different fire cycles. *J. veg. sci.* 4: 827–832.
- Bergeron, Y., Charron, D. (1994): Postfire stand dynamics in a southern boreal forest (Quebec): a dendroecological approach. *Ecoscience* 1, 2: 173–184.
- Berli, S. (1996): Brandspuren in den Wäldern der Alpensüdseite. Tracce da incendio nei boschi del Sud delle Alpi. Birmensdorf, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft. 123 S.
- Brang, P. (1996): Experimentelle Untersuchungen zur Ansamlungsökologie der Fichte im zwischenalpinen Gebirgswald. Dissertation ETH Zürich. Beih. Schweiz. Z. Forstwes. 77: 375 S.
- Conedera, M., Marcozzi, M., Jud, B., Mandallaz, D., Chatelain, F., Frank, C., Kienast, F., Ambrosetti, P., Corti, G. (1996): Incendi boschivi al Sud delle Alpi: passato, presente e possibili sviluppi futuri. Rapporto di lavoro PNR 31. V/d/f Hochschulverlag ETH Zürich. 143 S.
- Crutzen, P.J., Goldammer, J.G. (eds.) (1993): Fire in the environment. The ecological, atmospheric, and climatic importance of vegetation fires. Dahlem workshop reports, environmental sciences research report 13, John Wiley & Sons. 400 p.
- De Grandpré, L., Gagnon, D., Bergeron, Y. (1993): Changes in the understory of Canadian southern boreal forest after fire. *J. veg. sci.* 4: 803–810.
- Feller, M.C. (1989): Estimation of nutrient loss to the atmosphere from slashburns in British Columbia. In: Proceedings of 10th conference on fire and forest meteorology, Ottawa, Canada: 126–135.
- Ford-Robertson, F.C. (1971): Terminology of forest science, technology, practice and products. Society of American Foresters, Washington D.C. 349 S.
- Fuller, W. H., Shannon, S., Burgess, P. S. (1955): Effect of burning on certain forest soils of Northern Arizona. *For. Sci.* 1: 44–50.
- Goldammer, J.G., Furyaev, V.V. (1996): Fire in ecosystems of boreal Eurasia. Kluwer Academic Press. Dordrecht, Boston, London. 528 S.
- Grier, C.C. (1975): Wildlife effects on nutrient distribution and leaching in a coniferous ecosystem. *Can. j. for. res.* 5: 599–607.
- Harrington, M.G. (1989): Soil nutrient and Pinyon seedling response to fire severity. In: Proceedings of 10th conference on fire and forest meteorology, Ottawa, Canada: 143–147.
- Hartl, H. (1970): Vegetationsentwicklung im Brandgebiet Aletschwald. *Mitt. Ostalpin-dinar. Ges. f. Veget.-kunde* 11: 63–66.
- Jahn, G. (1980): Die natürliche Wiederbesiedlung von Waldbrandflächen in der Lüneburger Heide mit Moosen und Gefässpflanzen. *Forstwiss. Cent.bl.* 99, 5/6: 297–324.
- Jahn, E., Schimitschek, G. (1950/51): Bodenkundliche und bodenzoologische Untersuchungen über Auswirkungen von Waldbränden im Hochgebirge. *Oesterr. Vierteljahresschr. f. Forstwes.* 91, 4: 213–224, und 92, 1: 36–44.
- Jahn, E., Schiechl, H.M., Schimitschek, G. (1970): Möglichkeiten der natürlichen und künstlichen Regeneration einer Waldbrandfläche in den Tiroler Kalkalpen. *Ber. Nat.-Med. Ver. Innsbruck* 58: 355–388.
- Jecklin, R., Schöb, T. (1993): Waldbrandbekämpfung im Gebirge. Verlag Bündner Wald, Chur. 107 S.

- Kalinin, K.K. (1996): Forest formation processes after fire in the Volga region. In Goldammer J.G. und Furyaev, V.V.: Fire in ecosystems of boreal Eurasia. Kluwer, Dordrecht, Boston, London. S. 404–408.
- Kimmins, J.P. (1987): Forest ecology. Macmillan, New York, London. 531 S.
- Kozłowski, T.T., Ahlgren, C.E. (1974): Fire and ecosystems. Academic Press, New York, San Francisco, London. 542 S.
- Lässig, R., Egli, S., Odermatt, O., Schönenberger, W., Stöckli, B., Wohlgemuth, Th. (1995): Beginn der Wiederbewaldung auf Windwurfflächen. Schweiz. Z. Forstwes. 146, 11: 893–911.
- Lardi, S. (1983): Calanda nach 40 Jahren. Wald- und Forstwirtschaft Graubünden: 157–162.
- Little, R.L., Peterson, D.L., Conquest, L.L. (1994): Regeneration of subalpine fir (*Abies lasiocarpa*) following fire: effects of climate and other factors. Can. j. for. res. 24, 5: 934–944.
- Lüdi, W. (1946): Der Waldbrand vom Jahre 1944 im Aletschwald bei Brig (Wallis). Ber. Geobot. Inst. Eidgenöss. Tech. Hochsch., Stift. Rübel. S. 98–106.
- Maciver, D. C., Auld, H., Whitewood, R. (1989): Proceedings of the 10th conference on fire and forest meteorology, Ottawa, Canada, 471 pp.
- Manser, R. (1990): Bewässerung – Anwuchshilfe in Trockengebieten? Bündnerwald 43, 1: 22–24.
- MacLean, D. A., Woodley, S. J., Weber, M.G., Wein, R.W. (1981): Fire and nutrient cycling. In R. W. Wein und D.A. MacLean (eds.): The role of fire in northern circumpolar ecosystems. Scope 18; Wiley, New York.
- Otto, H. J. (1994): Waldökologie. Ulmer Stuttgart. 391 S.
- Payette, S., Morneau, C., Sirois, L., Despons, M. (1989): Recent fire history of the northern Quebec biomes. Ecology 70, 3: 656–673.
- Paré, D., Bergeron, Y., Camiré, C. (1993): Changes in the forest floor of Canadian southern boreal forest after disturbance. J. veg. sci. 4: 811–818.
- Schönenberger, W. (1986): Wiederaufforstung eines Bergwalds. Schutzwirkung erst in 50 Jahren. Neue Zür. Ztg. 38, 35–36.
- Schönenberger, W., Frey, W., Leuenberger, F. (1990): Ökologie und Technik der Aufforstung im Gebirge – Anregungen für die Praxis. Eidg. Anst. forstl. Versuchswes., Ber. 325: 58 S. (auch in französischer und italienischer Sprache).
- Schönenberger, W., Rüschi, W. (1990): Wiederbewaldung nach Sturmschäden. Eidg. Forsch.anst. Wald Schnee Landschaft, Merkbl. Prax. Nr. 17, 6 S. (auch in französischer Sprache).
- Schönenberger, W., Lässig, R. (1995): Entwicklung von Windwurfflächen in der Schweiz. Erste Forschungsergebnisse, Beobachtungen und Erfahrungen. Schweiz. Z. Forstwes. 146, 11: 853–857.
- Shankman, D., Daly, C. (1988): Forest regeneration above tree limit depressed by fire in the Colorado Front Range. Bulletin of the Torrey Botanical Club. 115, 4: 272–279.
- Spurr, S.H., Barnes, B.V. (1973): Forest ecology. 2nd ed. Ronald, New York. 571 p.
- Treter, U. (1995): Fire-induced succession of lichen-spruce woodland in Central Labrador-Ungava, Canada. Phytocoenologia 25, 2: 161–183.
- Veilleux, J. M. (1972): Effects of controlled burning on the physical and chemical properties of the humus layer. Mémoire, Service de la recherche, Ministère des terres et forêts, Québec, No. 9: 30 pp.
- Viro, P. J. (1974): Effects of forest fire on soil. In: Fire and ecosystems. Kozłowski T.T., Ahlgren, C.E. (ed.). New York, San Francisco, London. Academic Press. 7–45.
- Weber, H. J., Schönenberger, W. (1991): Waldbrand-Wiederinstandstellung am Beispiel Müstair. Bündnerwald 44, 1: 23–30.
- Wendelberger, G., Hartl, H. (1969): Untersuchungen im Brandgebiet Aletschwald. 1. Mitteilung: Untersuchung über den Samenanflug. Schweiz. Z. Forstwes. 120, 9: 453–475.
- Winkler, O. (1944): Erfahrungen und Lehren aus der Waldbrandkatastrophe am Calanda bei Chur, August/September 1943. Schweiz. Z. Forstwes. 95, 12: 386–404.
- Zuber, R. (1979): Untersuchungen über die Vegetation und die Wiederbewaldung einer Brandfläche bei Locarno (Kanton Tessin). Beih. Z. Schweiz. Forstver. 65: 105 S.

Dank

Für die Unterstützung bei diesen Untersuchungen sind wir folgenden Gremien und Personen zu herzlichem Dank verpflichtet: Gemeinde Müstair; Hansjörg Weber, Kreisförster im Münstertal; David Baselgia, Revierförster von Müstair; Otto Kaiser, alt Kreisförster vom Münstertal, die uns stets sehr zuvorkommend im schönen Münstertal empfangen und mit ihren Erfahrungen und mit Dienstleistungen unterstützt haben. Den Anstoss zum Projekt gaben François Bachmann, früher zuständiger eidg. Forstinspektor, sowie Peter Spinatsch, Sektionsleiter im Kantonalen Forstinspektorat Graubünden. Unser Dank gilt auch allen, die bei den Pflanzungsarbeiten und den Aufnahmen mitgeholfen haben, speziell Vincent Barbezat. Für die Durchsicht des Manuskriptes danken wir David Baselgia, Peter Bebi, Peter Brang, Joos Flury, Werner Frey, Irene Schönenberger, Veronika Stöckli und Hansjörg Weber.

Abbildungen gedruckt mit Unterstützung der Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), Birmensdorf.

Verfasser:

Dr. Walter Schönenberger und Ueli Wasem, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), CH-8903 Birmensdorf.