

Dynamik der Wiederbewaldung im Waldbrandgebiet von Leuk (Wallis)

Thomas Wohlgemuth Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (CH)*
Christoph Hester Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (CH)
Anna-Regula Jost Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (CH)
Ulrich Wasem Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (CH)
Barbara Moser Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (CH)

Recruitment dynamics following the forest fire near Leuk (Valais)

After the intensive forest fire near Leuk, in 2003 the question arose whether and how fast the forest would regenerate. To answer this question, we observed the recolonisation by plants in the 300 ha of burned area annually from 2004 to 2008, using a set of permanently installed and systematically arranged sample plots of 200 m² (n=151). Five years after the fire, natural regeneration of the trees at altitudes above 1,700 m attains a density of 1,760 stems/ha, which is comparable with results found after the forest fire in Val Müstair (Graubünden) in 1983, or after windthrow "Vivian" in 1990 in the Northern Prealps. The most frequent tree species are the pioneers, namely the European aspen (*Populus tremula*), large-leaved willow and goat willow (*Salix appendiculata* and *S. caprea*). Norway spruce (*Picea abies*) and European larch (*Larix decidua*) are present in small numbers. Natural regeneration is smaller at middle and lower altitudes, with roughly 1,160 stems/ha at altitudes between 1,300 and 1,700 m, and 700 stems/ha below 1,300 m. Here in many places pubescent oak (*Quercus pubescens*) regenerates itself with coppice shoots. Scots pine (*Pinus sylvestris*) regenerates only sparsely. By applying Ripley's K-function to triangle plots, we found that regeneration is significantly clumped in 79% of the plots having more than ten trees of at least 25 cm of height. Spatial aggregation often starts at very short distances between trees, and is observable both within and between species. Five years after the forest fire, we can confirm that forest will regenerate at all altitudes. The first forest phase will be bush forest.

Keywords: clumped distribution, forest fire, regeneration, tree recruitment, Valais
doi: 10.3188/szf.2010.0450

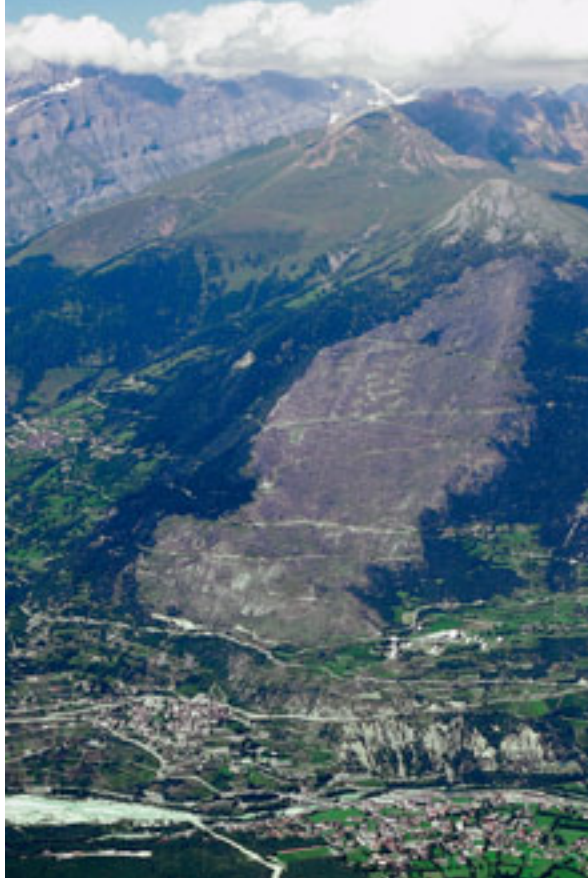
* Zürcherstrasse 111, CH-8903 Birmensdorf, E-Mail thomas.wohlgemuth@wsl.ch

Beim grössten Waldbrand der letzten hundert Jahre im Kanton Wallis gingen am 13. August 2003, gegen Ende einer europaweiten Hitze-welle, oberhalb von Leuk 300 ha Wald in Flammen auf (Gimmi et al 2004). Danach schwelte das Feuer beinahe zwei Wochen weiter. Übrig blieben in einem 600 bis 1000 m breiten Streifen von 850 m ü. M. bis zur Waldgrenze auf 2100 m ü. M. verkohlte Stämme und eine stellenweise bis zu 50 cm mächtige Kohle- und Ascheschicht (Abbildung 1). Der unterste Fünftel des praktisch vollständig zerstörten Waldes hatte bis anhin die Funktion eines Schutzwaldes für die Stadt Leuk und die Strasse nach Leukerbad. Nach dem Brand fragte sich die lokale Bevölkerung besorgt, wie rasch der Wald wieder nachwachsen würde. Angesichts der Klimaerwärmung erlangt diese Frage eine besondere Bedeutung. Ob sich unter der erwarteten trockeneren und wärmeren Witterung zum Beispiel die einheimischen Baumarten wieder ansiedeln (Zimmermann & Bugmann 2008), entscheidet letztlich darüber, ob oder wie rasch im

Brandgebiet wieder Wald entsteht (Wohlgemuth et al 2006, Moser et al 2010).

Forschungsarbeiten über die Auswirkungen von Waldbränden sind in der Schweiz bisher vor allem im Tessin durchgeführt worden. Sie betrafen die Erosionsgefahr (Conedera et al 1996, Marxer 2003), den Zusammenhang zwischen Vegetationsentwicklung und Anzahl wiederholter Brandereignisse (Zuber 1979, Delarze et al 1992) sowie die paläoökologisch dokumentierte, langfristige Veränderung der Waldzusammensetzung durch regional unterschiedliche Brandhäufigkeit und Brandresistenz (Tinner et al 2005). Untersuchungen zur Waldbrandökologie in den Zentralalpen betreffen die frühe Sukzessionsphase im Wallis (Werlen 1968, Delarze & Werner 1985), die mittelfristige Waldverjüngung in einem Hochlagenwald im Münstertal (Schönenberger & Wasem 1997, Wasem et al 2010) sowie die Feuergeschichte im Gebiet des Nationalparks (Stähli et al 2006). Im Wallis ist wiederholt festgestellt worden, dass sich die Waldföhre auf Aschesubstrat schlecht

Abb 1 Das Waldbrandgebiet oberhalb von Leuk Stadt, aufgenommen vier Jahre nach Brandausbruch, am 15. August 2007.



verjüngt (Werlen 1968, Delarze & Werner 1985, Delarze 2001). Mögliche Gründe hierzu wurden bislang nicht geliefert. Zudem ist unklar, in welcher Weise diese Beobachtungen generalisierbar sind.

Das Leuker Brandgebiet eignet sich dank seiner Grösse und der Lage entlang eines grossen Höhengradienten besonders gut, um die Frage der Wiederbewaldung in Bezug auf unterschiedliche Standortbedingungen zu untersuchen. Im Jahr 2004 wurde deshalb das Projekt «Waldbrand im Wallis» als Teil des Forschungsprogramms «Walddynamik» von 2001 bis 2007 an der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) ins Leben gerufen. Das Projekt untersuchte die Wiederbesiedlung der Waldbrandfläche und die zugrunde liegenden Prozesse in Bezug auf Klima, Boden, Vegetation und Wirbellosenfauna (Wohlgemuth et al 2005, Wohlgemuth et al 2010).

Im vorliegenden Bericht werden diejenigen Resultate der breit angelegten Untersuchungen im Leuker Brandgebiet präsentiert und im Zusammenhang mit vergleichbaren Untersuchungen diskutiert, welche die Wiederbesiedlung der Brandfläche mit Bäumen betreffen. Da die räumlichen Unterschiede im Brandgebiet dank einer grossen Stichprobe breit abgedeckt sind, wird eine Verallgemeinerung der Ergebnisse versucht. Dabei stehen folgende Fragen im Zentrum: Wie entwickelt sich die Baumverjüngung in Abhängigkeit von der seit dem Brand verstrichenen Zeit, wie erfolgreich sind die einzelnen Baumarten, in welcher Reihenfolge erobern sie die Fläche, und welche ökologischen Faktoren erklären die räumlich-zeitliche Dynamik?

Methoden

Ein Jahr nach dem Feuer wurden im Brandgebiet 153 quadratische Stichprobenflächen (SPF) von je 200 m² Grösse festgelegt. Die Stichprobenzentren, welche jeweils 125 m voneinander entfernt lagen und am Koordinatensystem der Schweizer Landeskarte ausgerichtet waren, wurden mit T-Profilen dauerhaft markiert. In den Jahren 2004, 2005, 2006 und 2007 wurden auf den SPF jeweils in den Monaten Juli und August Vegetationserhebungen durchgeführt, wobei die Flächenanteile der Farn- und Blütenpflanzenarten mit der verfeinerten Londo-Skala geschätzt wurden (Londo 1975). Zusätzlich wurden in jeder SPF auf einem 50 m² grossen Dreieck alle keimenden und anwachsenden Bäume ab einer Höhe von 1 cm bestimmt, gezählt und gemessen. Bei den Erhebungen 2007 fiel stellenweise ein geklumpertes Vorkommen von Jungbäumen auf. Um dieses Phänomen genauer zu untersuchen, wurden bei einer weiteren Verjüngungserhebung im Jahr 2008 die Polarkoordinaten aller Bäume ≥ 25 cm Höhe im Dreieck bestimmt. Die Zufälligkeit der Baum-zu-Baum-Distanzen r (in Metern) wurde mittels Ripleys K-Funktion eines stationären Punkteprozesses X getestet (z.B. Ripley 1988).

$$K_{est}(r) = \frac{a}{(n-1) \times \pi} \times \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^{n-1} l(d[i, j] \leq r) \times e[i, j]$$

- r : zu testende Distanz zwischen Baumpaaren
- a : Stichprobenfläche (Dreieck) nach der Randkorrektion
- n : Anzahl Bäumchen im Dreieck
- i, j : Paarkombinationen
- d : Distanz zwischen Baumpaaren
- l : Indikator mit dem Wert 1, falls $d \leq r$
- $e[i, j]$: Gewicht für Randkorrektur

Bei dieser Methode wird eine komplette räumliche Zufallsverteilung von Punkten – in unserem Fall von Bäumen – der beobachteten paarweisen Verteilung innerhalb einer Versuchsfläche gegenübergestellt. Eine Anhäufung von Punkten mit ähnlichen Abständen zueinander wird als Klumpung taxiert. Randeffekte werden korrigiert (Baddeley 1999). Für die Berechnung wurden die Funktionen «Kest» und «envelope» aus dem R-Statistik-Paket «spatstat» (Baddeley & Turner 2005) verwendet. Zur Berechnung der 95%-Konfidenzintervalle wurden jeweils 999 Monte-Carlo-Simulationen pro SPF-Dreieck durchgeführt. Werte ausserhalb der oberen Intervallgrenze zeigen Klumpung an. Analysiert wurden nur Dreiecke mit zehn oder mehr Stämmchen ≥ 25 cm.

Auf allen SPF wurden auch mehrere Standortfaktoren gemessen. Für die Untersuchungen berücksichtigten wir Meereshöhe, Bodentiefe und Ascheauflage (beide als Median von neun Messungen pro Quadrat im Jahr 2004), Distanz zum Waldrand sowie Vegetationsbedeckung im ersten und zweiten Jahr.

Baum- oder Strauchart	Schicht	Anzahl SPF	%	Höhenstufe	50-m ² -Dreieck
<i>Populus tremula</i>	S, K	105	69.1	900–2080	P
<i>Salix appendiculata/S. caprea</i>	S, K	95	62.5	950–2080	P
<i>Betula pendula</i>	S, K	81	53.3	950–2080	P
<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>	K	54	35.5	1070–2050	
<i>Picea abies</i>	B, S, K	48	31.6	960–2100	B
<i>Larix decidua</i>	B, S, K	32	21.1	1200–2100	B
<i>Berberis vulgaris</i>	S, K	31	20.4	870–1650	
<i>Cotoneaster integerrimus</i>	S, K	31	20.4	1060–2080	
<i>Quercus pubescens</i>	B, S, K	28	18.4	870–1330	B
<i>Hippocrepis emerus</i>	S, K	24	15.8	940–1650	
<i>Sambucus racemosa</i>	S, K	22	14.5	1050–1920	
<i>Sorbus aria</i>	B, S, K	16	10.5	870–1860	A
<i>Acer pseudoplatanus</i>	S, K	15	9.9	960–2040	A
<i>Populus alba</i>	S, K	14	9.2	1030–2010	P
<i>Pinus sylvestris</i>	B, S, K	10	6.6	960–1380	B
<i>Fraxinus excelsior</i>	S, K	10	6.6	960–1790	
<i>Viburnum lantana</i>	S, K	10	6.6	870–1200	
<i>Prunus avium</i>	S, K	8	5.3	900–1480	A
<i>Corylus avellana</i>	S	7	4.6	940–1865	
<i>Lonicera xylosteum</i>	S, K	7	4.6	870–1330	
<i>Juniperus communis</i>	S, K	6	3.9	960–1720	
<i>Juniperus communis nana</i>	S, K	6	3.9	1930–2100	
<i>Abies alba</i>	B, S, K	5	3.3	1180–2070	
<i>Rosa canina</i>	S, K	4	2.6	870–1120	
<i>Rosa pendulina</i>	S, K	4	2.6	1100–1930	
<i>Sambucus nigra</i>	S, K	4	2.6	990–1500	
<i>Acer campestre</i>	S, K	3	2.0	900– 960	
<i>Amelanchier ovalis</i>	S, K	3	2.0	960–1140	
<i>Cornus sanguinea</i>	S, K	3	2.0	870–1050	
<i>Cotoneaster tomentosus</i>	S, K	3	2.0	1060–1550	
<i>Ligustrum vulgare</i>	S, K	3	2.0	870– 960	
<i>Populus nigra</i>	S, K	3	2.0	1280–1410	
<i>Prunus mahaleb</i>	S, K	3	2.0	960–1140	
<i>Prunus padus</i>	S, K	3	2.0	870– 950	
<i>Sorbus aucuparia</i>	K	3	2.0	1210–1860	
<i>Juglans regia</i>	S, K	2	1.3	980–1050	
<i>Prunus spinosa</i>	S, K	2	1.3	900–1140	
<i>Quercus cerris</i>	K	2	1.3	960– 990	
<i>Rhamnus cathartica</i>	S, K	2	1.3	870–1210	
<i>Salix myrsinifolia</i>	S, K	2	1.3	1360–1930	
<i>Colutea arborescens</i>	S, K	1	0.7	870	
<i>Crataegus monogyna</i>	S, K	1	0.7	960	
<i>Daphne mezereum</i>	S	1	0.7	2100	
<i>Juniperus sabina</i>	S	1	0.7	1050	
<i>Rhododendron ferrugineum</i>	S	1	0.7	2100	
<i>Robinia pseudoacacia</i>	S, K	1	0.7	900	
<i>Salix daphnoides</i>	S	1	0.7	1675	
<i>Salix elaeagnos</i>	S, K	1	0.7	1360	
<i>Salix purpurea</i>	S	1	0.7	1360	

Tab 1 Bäume, Sträucher und Zwergsträucher im Brandgebiet. Die prozentualen Angaben beziehen sich auf alle 152 Stichprobenflächen im Jahr 2007. B = Baumschicht (> 5 m), S = Strauchschicht (0.5–5 m), K = Krautschicht (< 0.5 m). Für die Berechnung der Verjüngungsdichte (Tabelle 2) wurden die bezeichneten Bäume im 50-m²-Dreieck berücksichtigt (B = bestandesbildende Baumarten, P = Pionierbaumarten, A = andere).

In der Schutzwaldzone des Brandgebietes unterhalb von 1300 m ü. M. pflanzte der Forstdienst im Herbst 2003 und im Frühling 2004 an sechs Orten insgesamt 10 200 Bäume und Sträucher. Während der trockenen Sommermonate 2004 und 2005 wurden die Pflanzungen bewässert. 2008 wurden die Verjüngungsdichten von bepflanzten mit unbepflanzten Flächen verglichen. Bei dieser Gelegenheit wurde auch der Verbiss durch Huftiere beurteilt.

Alle statistischen Auswertungen der Felddaten erfolgten mit der Open-Source-Statistiksoftware R Version 2.8.0 (R Development Core Team 2008). Die ursprüngliche Stichprobenzahl reduzierte sich in den Jahren 2007 (n=152) und 2008 (n=151) um je eine Fläche infolge von verschiedenen Bauarbeiten (Strasse, Lagerplatz).

Ergebnisse

Die Wiederbesiedlung des Waldbrandgebiets mit Pflanzen war zwei bis drei Jahre nach dem Brand am deutlichsten sichtbar. Während dieser Zeit etablierten sich Hunderte von verschiedenen Gefässpflanzenarten, darunter 49 Baum- und Straucharten (Tabelle 1). Die drei wichtigsten Erstbesiedler unter den Baumarten waren die Zitterpappel (*Populus tremula*), die Gebirgsweide (*Salix appendiculata*, nicht von der Salweide *Salix caprea* unterschieden) sowie die Hängebirke (*Betula pendula*). Während Zitterpappel und Gebirgsweide im zweiten und dritten Jahr nach dem Brand in 40 bis 60% aller SPF notiert wurden, kam die Birke erst im dritten und vierten Folgejahr in grösserer Zahl auf (2006: 18%, 2007: 34%). 2007 war mindestens eine dieser drei Arten in 86% aller SPF zu finden (Abbildung 2). Von den Schlussbaumarten (bestandesbildende Baumarten) war 2007 die Fichte (*Picea abies*) am häufigsten. Sie wurde in jeder dritten SPF gefunden (31%). In höheren Lagen war auch die Lärche (21%) häufig vertreten. In tieferen Lagen trieb die Flaumeiche (*Quercus pubescens*) an vielen Orten aus den Stöcken aus. Sie kam 2007 in 18% aller SPF vor. Auch die Waldföhre (*Pinus sylvestris*) siedelte sich vornehmlich unterhalb von 1300 m ü. M. an. Sie war allerdings nur in zehn von 152 SPF (6%) anzutreffen. Auf einer tief gelegenen SPF breitete sich die Robinie (*Robinia pseudoacacia*) rasch aus, da die Fläche am Strassenrand vom Brand kaum beschädigt wurde. Diese SPF wurde 2006 durch Umnutzung in ein Holzdepot zerstört.

Von 2004 bis 2007 bildete sich im Brandgebiet kontinuierlich eine Vegetationsdecke, wobei die Wiederbegrünung in höheren Lagen rascher fortschritt als in Tieflagen. Mehrere Pflanzenarten überdeckten zeitweise grössere Gebiete (Wohlgemuth & Moser 2009, Wohlgemuth et al 2010). Die beiden häufigsten Arten waren das Wald-Weidenröschen (*Epilobium angustifolium*), das 2007 in 93% aller SPF

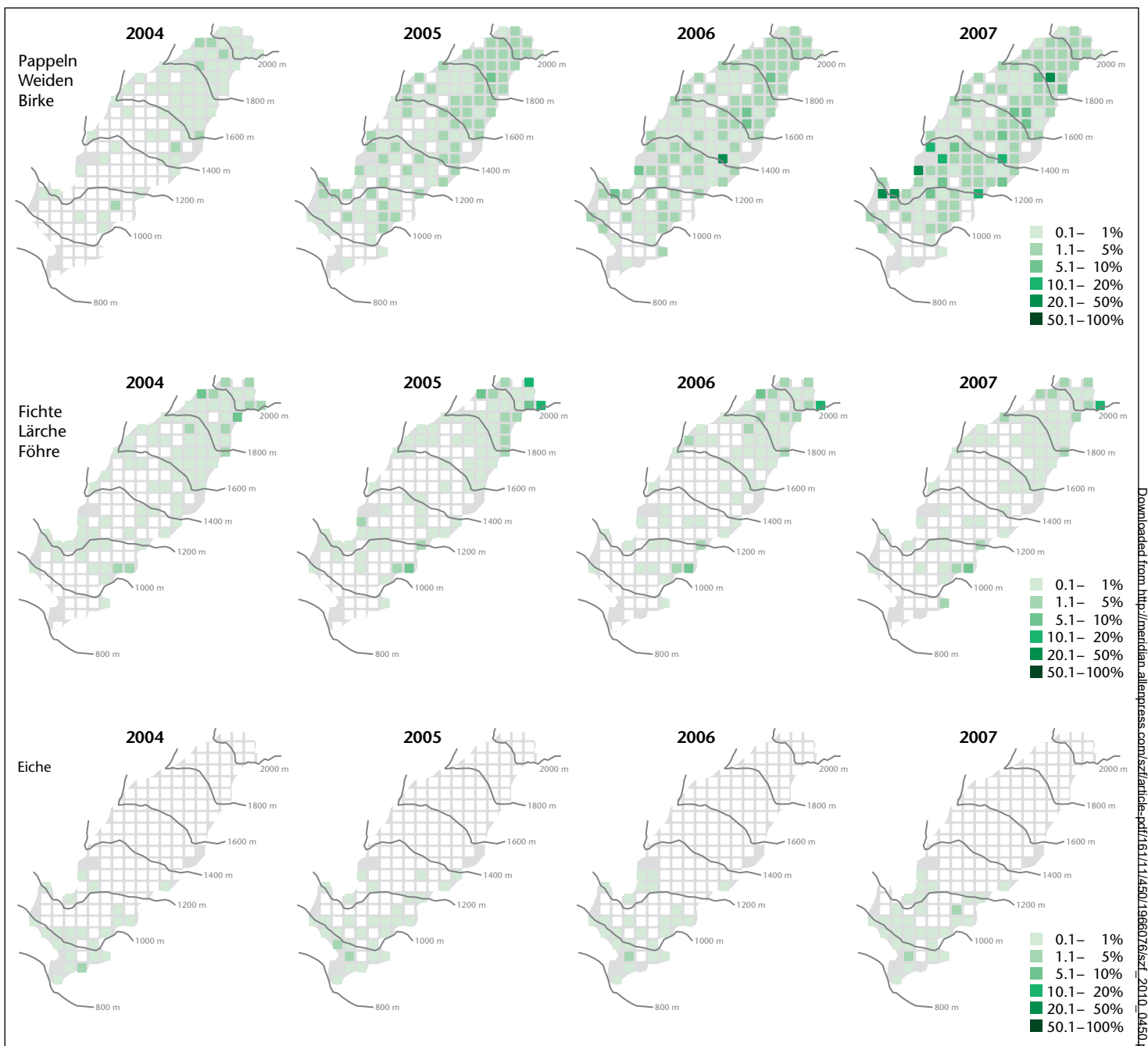


Abb 2 Ausbreitung von Laub- und Nadelbäumen im Brandgebiet in den Jahren 2004 bis 2007. Je dunkler die Färbung, desto grösser die prozentuale Oberflächenbedeckung der 200-m²-Stichprobenflächen.

vorkam und durchschnittlich 20% der Flächen bedeckte, sowie das Rote Seifenkraut (*Saponaria ocymoides*), welches in 91% aller SPF mit 7% mittlerer Bedeckung gefunden wurde (Abbildung 3). Unterhalb von 1450 m ü. M. bildete die Hechtblaue Brombeere (*Rubus caesius*) stellenweise dichte Teppiche. Unterhalb von 1600 m ü. M. erreichte das Kanadische Berufskraut (*Conyza canadensis*) jeweils im Sommer über weite Flächen grosse Dominanz.

Die Erhebung in den 50-m²-Dreiecken zeigte, dass sich die Verjüngung bei den Bäumen in den ersten fünf Jahren nach dem Waldbrand in den höheren Lagen wesentlich rascher entwickelte als in den mittleren und tiefen Lagen. Oberhalb von 1700 m ü. M. wurden bis zu 2500 Stämme/ha mit einer Stammhöhe von mehr als 25 cm (Maximum im Jahr 2006)

gezählt (Tabelle 2, Abbildung 4), wobei die Pionierhölzer den grössten Anteil hatten (Abbildung 5). 2008 wurden 1554 Pionierhölzer/ha gezählt, wovon 718 Stämme/ha Zitterpappeln und 785 Stämme/ha Gebirgs-/Salweiden waren. Demgegenüber war der Anteil an bestandesbildenden Bäumen mit 205 Stämmen/ha (138 Fichten und 67 Lärchen) gering. Zwischen 1300 und 1700 m ü. M. wurden 2008 total 1148 Pionierbäume gezählt. Dabei waren Zitterpappel (524) und Gebirgsweide (504) mit etwa gleich grossen Anteilen vertreten. Hingegen wurden keine Fichten und nur 14 Lärchen notiert. Unterhalb von 1300 m ü. M. war die Verjüngungsdichte mit insgesamt 705 Bäumen am kleinsten. Von den Pionieren kam die Zitterpappel (269) deutlich häufiger vor als die Gebirgsweide (171) und die Birke (105). Bei den

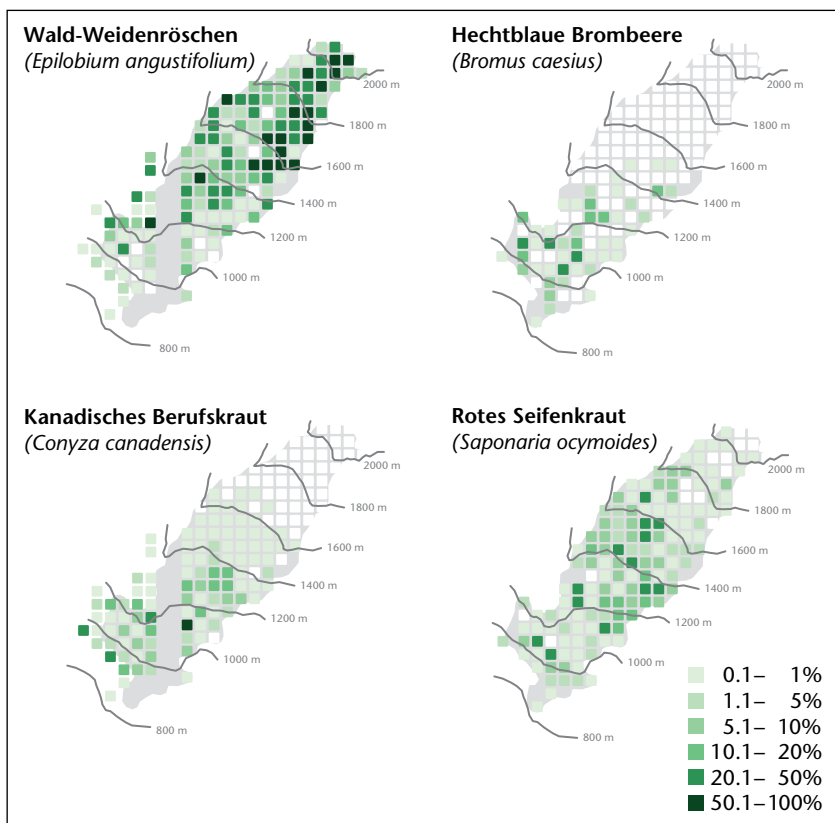


Abb 3 Verteilung dominanter Pflanzenarten im Brandgebiet im Jahr 2007.

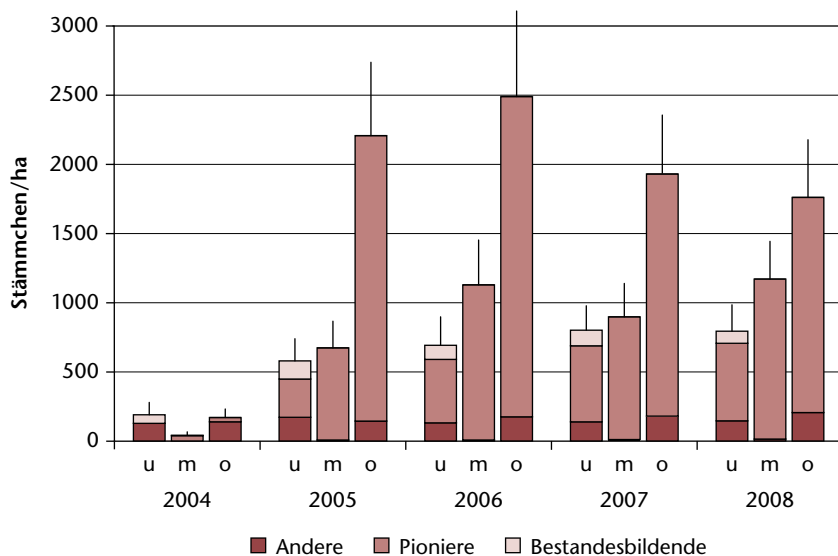


Abb 4 Waldverjüngung (Stammhöhe ≥ 25 cm) von 2004 bis 2008 in den unterschiedlichen Artengruppen (siehe auch Tabelle 2) und in den drei Höhenstufen u = unterhalb 1300 m ü. M., m = 1300 bis 1700 m ü. M., o = oberhalb von 1700 m ü. M. Die Fehlerbalken beziehen sich auf die Mittelwerte der 55 (u), 58 (m) und 39 (o) Stichprobenflächen.

bestandesbildenden Bäumen waren Waldföhre (91) und Flaumeiche (47) am häufigsten, gefolgt von Lärche und Fichte (je 4).

Die Beurteilung der Verbissschäden im ehemaligen Schutzwald zeigte, dass nur die mit Dornen oder Stacheln bewehrten Sträucher Berberitze (*Berberis vulgaris*), Schwarzdorn (*Prunus spinosa*), Hundsrose (*Rosa canina*) sowie die mit Verbissschutz versehene Elsbeere (*Sorbus torminalis*) verschont blieben. Alle anderen Baum- und Straucharten waren 2008

870 bis 1299 m ü. M.	2004	2005	2006	2007	2008
<i>Populus tremula</i>	0	164	258	258	269
<i>Salix appendiculata</i>	0	87	153	164	171
<i>Betula pendula</i>	0	18	40	109	105
<i>Populus alba</i>	0	7	7	18	15
Pioniere	0	276	458	549	560
<i>Pinus sylvestris</i>	76	80	69	87	91
<i>Quercus pubescens</i>	44	80	62	44	47
<i>Larix decidua</i>	0	0	0	0	4
<i>Picea alba</i>	7	11	0	7	4
Bestandesbildende	127	171	131	138	145
<i>Sorbus aria</i>	25	36	29	40	69
<i>Prunus padus</i>	0	0	0	0	7
<i>Prunus avium</i>	22	18	11	7	4
<i>Acer campestre</i>	11	11	0	0	0
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0	0	0	7	0
<i>Fraxinus excelsior</i>	0	0	0	4	0
<i>Juglans regia</i>	0	0	0	4	0
<i>Robinia pseudoacacia</i>	0	65	62	51	0
Andere	58	131	102	113	80

1300 bis 1699 m ü. M.	2004	2005	2006	2007	2008
<i>Populus tremula</i>	14	283	476	328	524
<i>Salix appendiculata</i>	21	352	576	431	503
<i>Betula pendula</i>	0	21	59	117	114
<i>Populus alba</i>	0	3	3	7	7
<i>Populus nigra</i>	3	7	3	3	0
Pioniere	38	666	1117	886	1148
<i>Larix decidua</i>	0	3	7	10	14
<i>Quercus pubescens</i>	0	3	0	0	0
Bestandesbildende	138	7	7	10	14

1700 bis 2100 m ü. M.	2004	2005	2006	2007	2008
<i>Populus tremula</i>	0	651	733	554	718
<i>Salix appendiculata</i>	31	1369	1528	1118	785
<i>Betula pendula</i>	0	21	36	62	46
<i>Populus alba</i>	0	15	15	15	5
Pioniere	31	2056	2313	1749	1554
<i>Larix decidua</i>	77	72	133	108	138
<i>Picea alba</i>	62	72	41	72	67
Bestandesbildende	138	144	174	179	205

Tab 2 Verjüngung der Baum- und Straucharten in den Jahren 2004 bis 2008 in den 50-m²-Dreiecken nach Höhenzonen (Anzahl Stämme/ha ≥ 25 cm Stammhöhe).

zu mehr als 50% verbissen (Abbildung 5). Dabei spielte es keine Rolle, ob sie gepflanzt worden oder von selbst aufgekommen waren. Beschädigte Pflanzen waren in den allermeisten Fällen an End- und Seitentrieben verbissen. Im Vergleich zu den übrigen Arten waren die Pioniere Zitterpappel, Gebirgsweide und Birke mit 50 bis 60% am wenigsten stark verbissen. Wo Bäume und Sträucher gepflanzt wurden, war die Verjüngungsdichte rund doppelt bis dreimal so gross wie in den Kontrollflächen. In Er-

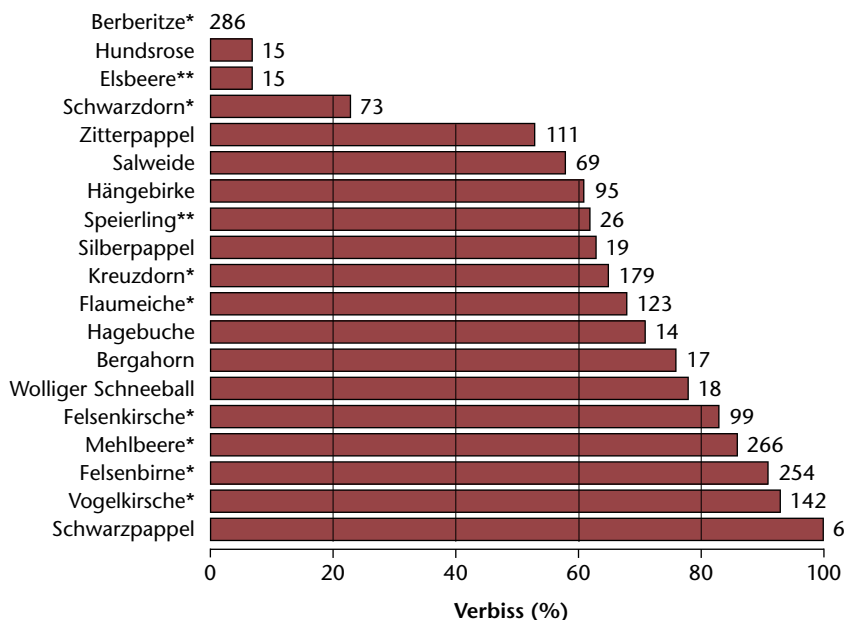
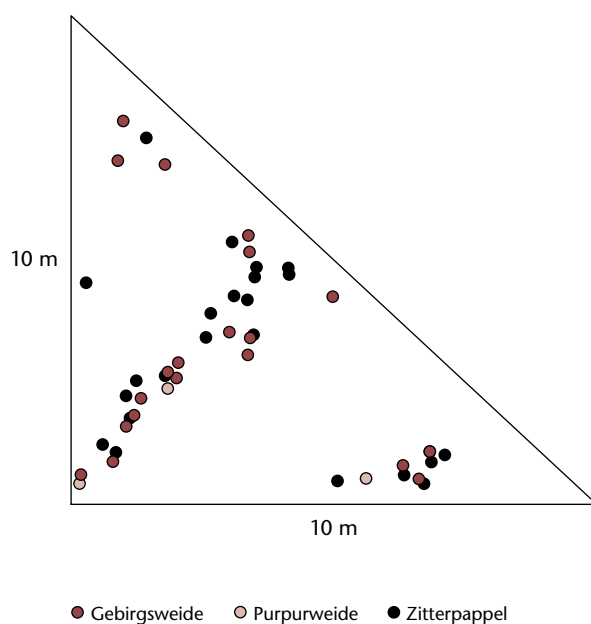


Abb 5 Anteil verbissener Pflanzen im ehemaligen Schutzwald. Die Zahlen bei den Balken geben die Anzahl gezählter Bäume an. * Pflanzungen, ** Pflanzungen mit Verbissschutz.

mangelung einer Erstaufnahme konnten aber keine exakten Dichtevergleiche zwischen Flächen mit und solchen ohne Pflanzungen gemacht werden.

In 44 von 151 SPF (29%) war die natürliche Baumverjüngung bis 2008 kleiner als 25 cm oder gar nicht vorhanden. Weitere 74 SPF (49%) enthielten weniger als zehn Bäumchen über der Messschwelle von 25 cm. Die verbleibenden 33 SPF (22%) wurden für die Berechnung von Ripleys K-Funktion verwendet (Abbildung 6). Auf 26 SPF (79%) mit zehn oder mehr Bäumchen/50 m² war die räumliche Anordnung der Verjüngung nicht zufällig verteilt, sondern geklumpt. In den restlichen 7 SPF (21%) war die Baumverjüngung nicht geklumpt (Tabelle 3). In 13 von 33 SPF (39%) war die Klumpung der natürlichen

Abb 6 Baumverjüngung in der Stichprobenfläche (SPF) Nr. 198 (links) und Ripleys K-Funktion der Baum-zu-Baum-Distanzen (rechts). Liegt die schwarze Kurve (Beobachtungen) ausserhalb des oberen Konfidenzintervalls (gepunktete Kurve), sind die Bäume in der SPF geklumpt angeordnet.



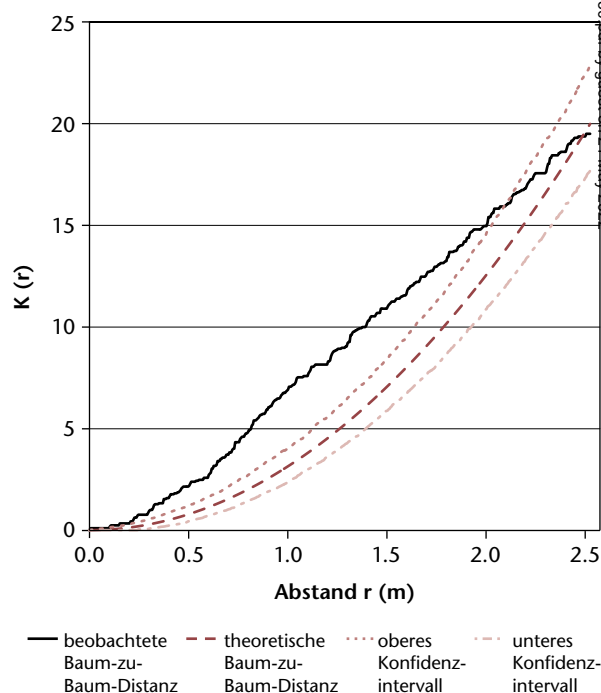
● Gebirgsweide ○ Purpurweide ● Zitterpappel

Baumverjüngung bereits in Distanzen von 10 cm deutlich feststellbar. In rund der Hälfte aller SPF mit genügend Verjüngung war die Klumpung von wenigen Zentimetern bis 2.5 m signifikant.

Diskussion

Wiederbewaldung durch Samenanflug

Der Prozess der Wiederbewaldung nach einem Waldbrand hängt stark von der Intensität des Feuers ab (Chappell & Agee 1996, Pausas et al 2003, Jayen et al 2006). Infolge der lang anhaltenden Sommer-trockenheit vor dem Brandausbruch in Leuk war das Feuer sehr intensiv. Trotz aufwendiger Löscharbeiten schwelte die Glut vielerorts bis zu zehn Tage weiter (Wohlgemuth et al 2010). Ausser in den Randbereichen wurde sämtliche Vorverjüngung zerstört. Zudem ging die Samenbank der obersten Bodenschicht verloren. Ausnahmen bildeten lokal wenig geneigte Orte oder Waldstrassenränder, welche verschont blieben, weil der Flammensprung zwischen den Bäumen unter- und oberhalb der Strasse eine Sogwirkung erzeugte, wodurch in diesen Bereichen kaum Feuer entstand. Dieses Phänomen beschrieb Winkler (1944) schon beim grossen Waldbrand 1943 am Calanda in Graubünden. Die Wiederbewaldung des Leuker Brandgebietes ist aus den erwähnten Gründen massgeblich vom Samenanflug seit dem Ereignis abhängig. Ein Beleg hierfür sind die grossen Unterschiede zwischen den Verjüngungsdichten von Pionier- und bestandesbildenden Baumarten. Pappeln, Weiden und Birke können sich mit ihren leichten, flugfähigen Samen über sehr grosse Distanzen ausbreiten. Beispielsweise samten Silberpappeln (*Populus alba*), die in den Rhoneauen im Talgrund vorkommen, im ganzen Brandgebiet bis nahe der oberen Waldgrenze



— beobachtete Baum-zu-Baum-Distanz - - - theoretische Baum-zu-Baum-Distanz oberes Konfidenzintervall - - - unteres Konfidenzintervall

Tab 3 Signifikanzbereiche (m) für geklumpstes Vorkommen der Verjüngung in den 33 SPF mit zehn und mehr Stämmen ≥ 25 cm Stammhöhe (Erhebungsjahr: 2008).

SPF	Höhe (m ü. M.)	Anzahl Stämme	Signifikante Klumpung (m)
41	1050	12	–
42	1070	31	0.2–2.5
54	1180	11	0.07–0.15 und 1.2–2.2
55	1210	23	0.7–2.5
58	1170	11	0.15–0.4 und 1.35–1.45
62	1200	19	0.05–2.5
71	1230	31	0.2–2.5
76	1280	19	0.1–1.9
81	1330	44	0.1–2.3
89	1380	10	0.2–1.9
95	1300	26	0.1–2.5
107	1360	20	0.05–0.45
109	1360	54	0.1–2.1
126	1500	32	0.1–2.5
129	1620	12	0.33–0.7
142	1615	14	–
157	1640	11	0.01–0.2 und 0.33–2.5
171	1680	13	–
172	1700	10	0.1–0.25
179	1650	12	–
185	1750	25	0.01–0.15 und 0.33–0.7
186	1810	13	1.75–2.5
187	1860	25	–
198	1790	48	0.1–2.1
199	1830	64	–
207	1790	11	0.01–0.23
212	1920	10	0.01–0.15 und 0.25–1.1
213	1960	18	0.01–0.25 und 0.06–2.4
221	1865	10	0.25–2.5
226	2020	32	0.01–2.5
235	1970	14	–
236	2040	13	0.7–2.4
237	2070	12	0.3–0.55 und 1.3–2.3

an. Der Ausbreitungsvorteil wurde dadurch verstärkt, dass die Vegetation im Brandgebiet in den ersten zwei Jahren nach dem Brand noch kaum geschlossen war (Wohlgemuth & Moser 2009, Wohlgemuth et al 2010). Die rasch wachsenden Pioniere profitierten zudem von der günstigen Nährstoffentwicklung. Sie werden sich in den nächsten Jahren zu einem Pionierwald ausdehnen, wobei in den untersten Lagen die Zitterpappel in diesem Stadium die häufigste Baumart sein wird. Gegen die Waldgrenze hin wird die Gebirgsweide etwas zahlreicher sein.

Verjüngung von Schlussbaumarten

Der Besiedlungsdynamik der Pioniere steht die spärliche Ausbreitung der früher bestandesbildenden Baumarten gegenüber. In den untersten Lagen regenerierte sich die Flaumeiche durch Stockausschläge. In den Randbereichen haben über 90% der Flaumeichen wieder ausgetrieben (Wohlgemuth et al 2010). Die Waldföhre verjüngt sich nur zögerlich, auch unterhalb von 1300 m ü. M., wo früher ein geschlossener Föhrenwald stand. Diese Beobachtung deckt sich mit früheren Berichten über eine lang-

same Föhrenverjüngung nach Brand (z.B. Delarze & Werner 1985). Wir stellten zudem fest, dass viele Föhrenkeimlinge die trocken-heisse Witterung während der Vegetationsperioden 2004 und 2005 auf dem Aschesubstrat nicht überlebten (Moser et al 2010). Dies trifft in geringerem Masse auch für Fichten und Lärchen zu. Moser et al (2010) zeigten, dass sich mit zunehmender Distanz vom Waldrand weniger Föhren, Fichten und Lärchen etablierten, was mit der limitierten Flugfähigkeit der Samen erklärt werden kann. Die meisten Fichtensamen werden im Umkreis von 100 m um Samenbäume gefunden (Ribbens et al 1994, Lässig et al 1995, Clark et al 1999).

Verjüngung im Vergleich mit anderen Arbeiten

Oberhalb von 1700 m ü. M. waren die Verjüngungsdichten fünf Jahre nach dem Brandereignis deutlich am grössten. Mit total 1760 Stämmen/ha waren sowohl Pioniere als auch Fichten und Lärchen zahlenmässig häufiger als auf der Brandfläche von Müstair (1800 bis 2200 m ü. M.), wo fünf Jahre nach dem Feuer erst rund 500 Stämme/ha notiert wurden (Wasem et al 2010). Im Vergleich zu Untersuchungen nach dem Windwurf «Vivian», als verbreitet Vorverjüngung festgestellt wurde (Schönenberger 2002), dürfte die Verjüngungsdichte zehn Jahre nach dem Waldbrand in Leuk um 5 bis 30% geringer sein. Nichtsdestotrotz sind die Dichten im Brandgebiet oberhalb von 1700 m ü. M. vergleichbar mit jenen nach «Vivian» in Disentis, Schwanden und Pfäfers auf rund 1500 bis 1600 m ü. M. Dies gilt auch für die Anteile von Pionier- und Schlussbaumarten. Die Fichte erreichte fünf Jahre nach dem Windwurf ähnlich tiefe Werte. Dagegen waren Bergahorn (*Acer pseudoplatanus*) und Vogelbeere (*Sorbus aucuparia*) auf der Alpennordseite als Pioniere ähnlich stark vertreten (Schönenberger 2002) wie Zitterpappel und Gebirgsweide im Brandgebiet von Leuk.

In den Tieflagen des Mittellandes ist die natürliche Verjüngungsdichte nach vier bis fünf Jahren in der Regel grösser als in den Hochlagen (Brang 2005, Wohlgemuth et al 2008). Beim Waldbrand von Leuk wurden auch unterhalb von 1300 m ü. M. generell kleine Verjüngungsdichten festgestellt. Ganz offensichtlich hemmte die Frühlings- und Sommerwitterung nach dem Brand eine Wiederbesiedlung durch Baumarten (Moser et al 2010). Im Tessin, wo Wälder häufiger brennen als im Wallis und in der übrigen Schweiz (Tinner et al 1999), hat sich die Vegetation entsprechend angepasst (Wohlgemuth et al 2008, Conedera et al 2009). Dort verjüngt sich der Wald unterhalb von 1000 m ü. M. nach einem Brand im Wesentlichen durch Stockausschlag (Zuber 1979). In einer systematischen Untersuchung eines 300 ha grossen Waldgebiets bei Locarno wurden in vierjährigen Brandflächen mittlere Dichten von 36000 bis 60000 Stämme/ha errechnet, wobei es sich haupt-



Abb 7 Muldenlagen spielen nach einem Waldbrand in trockenen Gebieten eine wichtige Rolle für die rasche Neubesiedlung. Davon profitieren auch die Baumarten.

sächlich um Stockkloden vor allem von Kastanie (*Castanea sativa*) und Eiche (*Quercus sp.*) handelte. Ähnliche Ergebnisse zeigte eine Diplomarbeit über das Brandgebiet von Cugnasco (Maringer 2010).

Einfluss von Vegetation und Wildverbiss

Die Wiederbesiedlung der kahlen Flächen durch verschiedene Pflanzenarten war im Leuker Brandgebiet ein besonderes Spektakel. Je nach Höhenlage waren verschiedene Arten vorübergehend oder längerfristig dominant (Wohlgemuth & Moser 2009). Die Frage stellt sich darum, in welcher Weise Baumverjüngung durch die Krautvegetation oder einzelne Arten beeinflusst wurde. Kurz nach dem Waldbrand war ein unbewachsener Boden beziehungsweise die fehlende Vegetation für die Baumverjüngung kein Vorteil, weil das Asche-Bodensubstrat zu Beginn wasserabstossend war (Wohlgemuth et al 2010). Erst nach vier Jahren bedeutete unbewachsener Boden für die Ansamung einen Vorteil (Moser et al 2010), da sich mit zunehmender Vegetationsbedeckung die Keimbedingungen generell verschlechterten. Dieses Phänomen wurde auch bei der Besiedlung von Windwurfflächen beobachtet (Wohlgemuth et al 2002).

Sowohl Pionier- als auch Schlussbaumarten siedelten sich vorerst dort zahlreicher an, wo sich auch Krautpflanzen rascher entfalteteten: an Orten mit ge-

nügender Wasserversorgung, also generell in höheren Lagen (Moser et al 2010). Es wurde beobachtet, dass einzelne Krautpflanzen die Baumverjüngung fördern oder hemmen können. So wuchsen an Orten, wo vier Jahre nach dem Brandereignis das teppichartige Rote Seifenkraut vorherrschte, weniger Bäumchen. Auch an Orten, wo sich die Hechtblaue Brombeere ausbreitete, konnte sich keine Verjüngung etablieren. Dabei handelte es sich aber nur um kleinere Flächen. Wo hingegen das Wald-Weidenröschen dominierte, war auch vermehrt Verjüngung vorhanden. Sowohl Pioniere als auch Schlussbaumarten konnten sich etablieren. Das Kanadische Berufskraut, der in Europa am häufigsten verbreitete Neophyt (Lambdon et al 2008), bedrängt die Baumverjüngung ebenfalls nicht. Die einjährige Pflanze aus Nordamerika wächst vom Frühling bis in den Hochsommer langsam und kontinuierlich und konkurrenziert andere Pflanzen kaum. Erst im Sommer bedeckt sie grosse Flächen und beschattet andere Pflanzen.

Das Wild hat die Mehrzahl der aufkommenen Baumarten verbissen. Massive Schäden, wie sie in Jagdbanngebieten anzutreffen sind (Odermatt 2009), wurden allerdings nicht festgestellt. Wir nehmen an, dass sich die Verbissintensität in Grenzen hält, weil das offene Brandgebiet und damit auch das Nahrungsangebot gross ist (Senn et al 2002). Zudem finden sich in den untersuchten Flächen im untersten Teil des Brandgebietes nur sommergrüne Laubbäume, die im Winter kaum dem Frass ausgesetzt sind und Verbiss rasch kompensieren können.

Geklumpte Verjüngung

Die räumliche Vermessung der aufkommenen Baumverjüngung zeigte, dass die geklumpte Anordnung gegenüber einer zufälligen Baumverteilung deutlich überwiegt. Erstaunlicherweise beginnt die Klumpung bereits im Zentimeterbereich und betrifft nicht nur artspezifische Aggregationen sondern auch solche von verschiedenen Arten. Die Frage stellt sich deshalb, welche Faktoren zu einer solchen Klumpung führen. Auffällig häufig wurden Zitterpappel und Gebirgsweide eng beisammen notiert. Pappeln blühen bereits im März und April, Gebirgsweiden in höheren Lagen zwischen Mai und Juni (Landolt et al 2010). Vermutlich liegt der Samenflug der beiden Arten zeitlich nahe beisammen, sodass die Samen unter gleichen Windverhältnissen auf ähnliche Mikrohabitate verfrachtet werden. Dabei spielt das Geländerelief eine wichtige Rolle. In trockenen Lagen, wo Wasser ein limitierender Faktor ist, werden Rinnen oder Mulden früher besiedelt als die zur Austrocknung neigenden Kuppen (Abbildung 7). Ein weiterer Grund für die kleinräumige Aggregation dürfte auch der oberflächliche Wasserabfluss bei starkem Regen sein. Während der ersten zwei Jahre war der Boden im Brandgebiet durch die Asche stark hydrophob, weshalb Wasser eher abfloss statt infil-

trierete. Samen dürften auf diese Weise an ähnliche Orte zu liegen kommen oder gar zusammenkleben.

Schlussfolgerung

Die Dauerbeobachtung im Leuker Waldbrandgebiet machte deutlich, dass die Wiederbewaldung in trockenen Regionen sowohl vom Sameneintrag und von der Flugfähigkeit der Baumsamen als auch von der Qualität des Keimbeets abhängt. Fünf Jahre nach dem Brandereignis steht fest, dass auch in den tiefsten Lagen zwischen 850 und 1300 m ü. M. wieder Wald aufkommt. Das Tempo der Bewaldung ist allerdings in höheren Lagen deutlich höher. Die Wiederbewaldung kann an trockenen Orten durch Pflanzungen kurzfristig beschleunigt werden, doch hierfür ist Pflege während trockener Zeiten (Bewässerung) eine Voraussetzung. Von allen beobachteten Baumarten zeigt die Waldföhre nach dem Brand den kleinsten Verjüngungserfolg. Diesbezüglich werden an der WSL verschiedene Untersuchungen zur Trockenstresstoleranz von Waldföhrenkeimlingen durchgeführt. Dabei wird auch die Frage geklärt, ob fehlende Mykorrhiza (Diversität) für das spärliche Aufkommen der Föhre nach dem Brand verantwortlich sein könnte (Kipfer et al 2010). ■

Eingereicht: 10. März 2010, akzeptiert (mit Review): 12. Mai 2010

Dank

Für verschiedene Feldarbeiten möchten wir Stefan Hadorn, Sara Bangerter, Salome Leugger, Tabea Kipfer, Marlen Kube und Lukas Wohlgemuth unseren Dank aussprechen. Die Arbeiten wurden durch die Dienststelle für Wald und Landschaft des Kantons Wallis sowie das WSL-Forschungsprogramm Walddynamik mitfinanziert.

Literatur

- BADDELEY AJ (1999)** Spatial sampling and censoring. In: Barndorff-Nielsen OE, Kendall WS, van Lieshout MNM, editors. Stochastic geometry: likelihood and computation. London: Chapman Hall. pp. 37–78.
- BADDELEY A, TURNER R (2005)** spatstat: An R package for analyzing spatial point patterns. *J Stat Softw* 12: 1–42.
- BRANG P (2005)** Räumliche Verteilung der Naturverjüngung auf grossen Lothar-Sturmflächen. *Schweiz Z Forstwes* 156: 467–476. doi: 10.3188/szf.2005.0467
- CHAPPELL CB, AGEE JK (1996)** Fire severity and tree seedling establishment in *Abies magnifica* forests, southern Cascades, Oregon. *Ecol Appl* 6: 628–640.
- CLARK JS, SILMAN M, KERN R, MACKLIN E, HILLERISLAMBERS J (1999)** Seed dispersal near and far: Patterns across temperate and tropical forests. *Ecology* 80: 1475–1494.
- CONEDERA M ET AL (1996)** Incendi boschivi al sud delle Alpi: passato, presente e possibili sviluppi futuri. Zürich: VDF. 144 p.
- CONEDERA M, NEFF C, MORETTI M (2009)** Ökologische Folgen von Waldbränden in der Südschweiz. *Geogr Rundsch* 61: 26–31.
- DELARZE R (2001)** Suivi scientifique de l'impact des incendies du Bois de la Glaivaz (Commune d'Ollon). Rapport final 1997–2000. Lausanne: Service des forêts, de la faune et de la nature, rapport interne. 25 p.
- DELARZE R, CALDELARI D, HAINARD P (1992)** Effects of fire on forest dynamics in southern Switzerland. *J Veg Sci* 3: 55–60.
- DELARZE R, WERNER P (1985)** Evolution après des incendies d'une pelouse steppique et d'une pinède dans une vallée intra-alpine (Valais Central). *Phytocoenologia* 13: 305–321.
- GIMMI U, BÜRGI M, WOHLGEMUTH T (2004)** Wie oft brannte der Walliser Wald im 20. Jahrhundert? *Schweiz Z Forstwes* 155: 437–440. doi: 10.3188/szf.2004.0437
- JAYEN K, LEDUC A, BERGERON Y (2006)** Effect of fire severity on regeneration success in the boreal forest of northwest Quebec, Canada. *Ecoscience* 13: 143–151.
- KIPFER T, EGLI S, GHAZOU L, MOSER B, WOHLGEMUTH T (2010)** Susceptibility of ectomycorrhizal fungi to soil heating. *Fungal Biol* 114: 467–472.
- LAMBDOON PW ET AL (2008)** Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia* 80: 101–149.
- LANDOLT E ET AL (2010)** Flora indicativa: Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen. Bern: Haupt. 276 p.
- LÄSSIG R ET AL (1995)** Beginn der Wiederbewaldung auf Windwurfflächen. *Schweiz Z Forstwes* 146: 893–911.
- LONDO G (1975)** Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. In: Schmidt W, editor. Sukzessionsforschung. Vaduz: Cramer. pp. 316–317.
- MARINGER J (2010)** Vegetations Sukzession auf Waldbrandflächen am Beispiel der Waldbrandfläche in Cugnasco (Tessin). Karlsruhe: Univ Karlsruhe, Diplomarbeit. 82 p.
- MARXER P (2003)** Oberflächenabfluss und Bodenerosion auf Brandflächen des Kastanienwaldgürtels der Südschweiz mit einer Anleitung zur Bewertung der post-fire Erosionsanfälligkeit (BA EroKaBr). Basel: Univ Basel, Geograph Inst, Diss. 217 p.
- MOSER B, TEMPERLI C, SCHNEITER G, WOHLGEMUTH T (2010)** Potential shift in tree species composition after interaction of fire and drought in the central Alps. *Eur J For Res* 129: 625–633.
- ODERMATT O (2009)** Ergebnisse aus Untersuchungen zum Wildtiereinfluss auf die Waldverjüngung in der Schweiz. *Schweiz Z Forstwes* 160: 294–302. doi: 10.3188/szf.2009.0294
- PAUSAS JG, OUADAH N, FERRAN A, GIMENO T, VALLEJO R (2003)** Fire severity and seedling establishment in *Pinus halepensis* woodlands, eastern Iberian Peninsula. *Plant Ecol* 169: 205–213.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2008)** R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. 1706 p. cran.r-project.org/doc/manuals/refman.pdf (26.7.2010).
- RIBBENS E, SILANDER JA, PACALA SW (1994)** Seedling recruitment in forests: Calibrating models to predict patterns of tree seedling dispersion. *Ecology* 75: 1794–1806.
- RIPLEY BD (1988)** Statistical inference for spatial processes. Cambridge: Cambridge Univ Press. 148 p.
- SCHÖNENBERGER W (2002)** Post windthrow stand regeneration in Swiss mountain forests: the first ten years after the 1990 storm Vivian. *For Snow Landsc Res* 77: 61–80.
- SCHÖNENBERGER W, WASEM U (1997)** Wiederbewaldung einer Waldbrandfläche in der subalpinen Stufe bei Müstair. *Schweiz Z Forstwes* 148: 405–424.

- SENN J, WASEM U, ODERMATT O (2002) Impact of browsing ungulates on plant cover and tree regeneration in windthrow areas. For Snow Landsc Res 77: 161–170.
- STÄHLI M, FINSINGER W, TINNER W, ALLGÖWER B (2006) Wildland fire history and fire ecology of the Swiss National Park (Central Alps): New evidence from charcoal, pollen and plant macrofossils. Holocene 16: 805–817.
- TINNER W, HUBSCHMID P, WEHRLI M, AMMANN B, CONEDERA M (1999) Long-term forest fire ecology and dynamics in southern Switzerland. J Ecol 87: 273–289.
- TINNER W ET AL (2005) Ausmass und Auswirkungen der Waldbrände auf die Vegetation im Laufe der Jahrtausende. Schweiz Z Forstwes 156: 325–330. doi: 10.3188/szf.2005.0325
- WASEM U, HESTER C, WOHLGEMUTH T (2010) Waldverjüngung nach Feuer. Wald Holz 91 (1): 42–45.
- WERLEN C (1968) Etude de la végétation des surfaces brûlées de la forêt de Finges suivie de quelques données en vue d'un reboisement. Zurich: EPFZ, Institut sylviculture. Travail de diplôme. 41 p.
- WINKLER O (1944) Erfahrungen und Lehren aus der Waldbrandkatastrophe am Calanda bei Chur, August/Sepember 1943. Schweiz Z Forstwes 95: 383–404.
- WOHLGEMUTH T ET AL (2005) Ökologische Resilienz nach Feuer: Die Waldbrandfläche Leuk als Modellfall. Schweiz Z Forstwes 156: 345–352. doi: 10.3188/szf.2005.0345
- WOHLGEMUTH T ET AL (2008) Effekte des Klimawandels auf Windwurf, Waldbrand und Walddynamik im Schweizer Wald. Schweiz Z Forstwes. 159: 336–343. doi: 10.3188/szf.2008.0336
- WOHLGEMUTH T ET AL (2010) Leben mit Waldbrand. Birmensdorf: Eidgenöss. Forsch.anstalt Wald Schnee Landsch, Merkbl Praxis 46. 16 p.
- WOHLGEMUTH T, BUGMANN H, LISCHKE H, TINNER W (2006) Wie rasch ändert sich die Waldvegetation als Folge von raschen Klimaveränderungen? Birmensdorf: Eidgenöss. Forsch.anstalt Wald Schnee Landsch, Forum für Wissen. pp. 7–16.
- WOHLGEMUTH T, KULL P, WÜTRICH H (2002) Disturbance of microsites and early tree regeneration after windthrow in Swiss mountain forests due to the winter storm Vivian 1990. For Snow Landsc Res 77: 17–47.
- WOHLGEMUTH T, MOSER B (2009) Phönix aus der Asche – Die rasche Wiederbesiedlung der Waldbrandfläche oberhalb von Leuk durch Pflanzen. Bull Murith 126: 29–46.
- ZIMMERMANN NE, BUGMANN H (2008) Die Kastanie im Engadin – oder was halten Baumarten von modellierten Potenzialgebieten? Schweiz Z Forstwes 159: 326–335. doi: 10.3188/szf.2008.0326
- ZUBER RK (1979) Untersuchungen über die Vegetation und die Wiederbewaldung einer Brandfläche bei Locarno (Kanton Tessin). Beih Schweiz Z Forstwes 65. 105 p.

Dynamik der Wiederbewaldung im Waldbrandgebiet von Leuk (Wallis)

Nach dem grossen Waldbrand von Leuk im Jahr 2003 stellte sich die Frage, ob und wie rasch im Brandgebiet wieder Wald aufkommt. Zur Beantwortung dieser Frage wurde die Wiederbesiedlung der 300 ha grossen Fläche durch Pflanzen während fünf Jahren beobachtet. Dazu wurden 151 quadratische Dauerbeobachtungsflächen von je 200 m² eingerichtet. Fünf Jahre nach dem Brand zeigt sich folgendes Bild: In höheren Lagen, oberhalb von 1700 m ü. M., entwickelt sich die natürliche Verjüngung der Bäume mit rund 1760 Stämmchen/ha in ähnlicher Masse wie nach dem Brand von 1983 im Münsertal (Graubünden) oder auf den Versuchsflächen nach dem Windwurf «Vivian» im Jahr 1990 auf der Alpennordseite. Häufigste Baumarten sind die Pionierhölzer Zitterpappel (*Populus tremula*) sowie Gebirgs- und Salweide (*Salix appendiculata* und *S. caprea*). Die Schlussbaumarten Fichte (*Picea abies*) und Lärche (*Larix decidua*) sind seltener, aber ebenfalls vorhanden. In mittleren (1300 bis 1700 m ü. M.) und in tieferen Lagen (unterhalb von 1300 m ü. M.) hingegen kommt die Naturverjüngung mit 1160 beziehungsweise nur 700 Stämmchen/ha langsamer voran. Die Flaumeiche (*Quercus pubescens*) regeneriert sich an vielen Orten durch Stockausschläge. Nur sehr spärlich verjüngt sich die Waldföhre (*Pinus sylvestris*). Durch Anwendung von Ripleys K-Funktion konnte gezeigt werden, dass in 79% der Versuchsflächen mit mehr als zehn Bäumchen ≥ 25 cm Stammhöhe die Verjüngung deutlich geklumpt war. Die räumliche Anhäufung ist oft schon im Zentimeterbereich sichtbar und sowohl innerhalb derselben Art als auch zwischen verschiedenen Arten zu beobachten. Fünf Jahre nach dem Brandereignis steht fest, dass im Waldbrandgebiet von Leuk in allen Höhenlagen wieder Wald aufkommt, wobei in der ersten Phase ein Pionierwald entstehen wird.

Dynamique de la reforestation sur les surfaces incendiées de Loèche (Valais)

L'important incendie de Loèche en 2003 a suscité de nombreuses interrogations: la forêt pourra-t-elle à nouveau s'établir sur la zone incendiée, et si oui, à quelle vitesse? Pour y répondre, nous avons observé pendant cinq ans la recolonisation de cette surface de 300 ha par les espèces végétales à l'aide de 151 placettes carrées d'observation permanente de 200 m² chacune. Cinq ans après l'incendie, on constate qu'en-dessus de 1700 mètres, la régénération naturelle des arbres comporte 1760 tiges/ha; c'est-à-dire la même densité qu'après l'incendie de 1983 dans la vallée de Münster (Grisons) ou que dans les placettes de chablis résultant du passage de l'ouragan «Vivian» en 1990, au nord des Alpes. Les essences principales sont des essences pionnières: le peuplier tremble (*Populus tremula*), le saule à grandes feuilles et le saule marceau (*Salix appendiculata* et *S. caprea*). On retrouve aussi, en quantité moindre, l'épicéa (*Picea abies*) et le mélèze (*Larix decidua*). En revanche, la régénération naturelle progresse plus lentement à moyenne et basse altitude, avec 1160 tiges/ha entre 1300 et 1700 mètres, et 700 tiges/ha en-dessous de 1300 mètres. Le chêne pubescent (*Quercus pubescens*) se rajeunit en maints endroits par rejets de souche. Le pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) ne présente qu'une régénération très clairsemée. L'utilisation de la fonction K de Ripley a démontré que sur 79% des placettes comptant plus de 10 tiges d'une hauteur ≥ 25 cm, la régénération était nettement groupée. L'agrégation spatiale est souvent déjà visible avec des tiges de quelques centimètres de hauteur, et elle s'observe aussi bien chez des espèces identiques que chez des espèces différentes. Cinq ans après l'incendie, un fait s'impose: la forêt réapparaît à toutes les altitudes avec, dans un premier temps, la constitution d'une forêt pionnière.