

Ökologische Resilienz nach Waldbrand in Leuk



Diplomarbeit
von
Marianna Serena
Diplomstudiengang 2005
Hortikultur und Umweltingenieurwesen

Fachkorrektoren:

Dr. Wohlgemuth Thomas
Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft
Birmensdorf

Schneiter Renata
Hochschule Wädenswil

Zusammenfassung

Im August 2003 zerstörte ein Waldbrand oberhalb Leuk (VS) 300 ha Wald. Die Waldbrandfläche liegt am trockenen Südhang des Rhonetals und erstreckt sich über mehrere Höhenstufen von 800 m.ü.M. bis hinauf zur Waldgrenze auf 2100 m.ü.M. Im Sommer 2005 wurde die Vegetation auf Stichprobenflächen erhoben, welche schon 1996 vor dem Brand und 2004, im ersten Jahr nach dem Brand erhoben wurden. Anhand dieser Daten können Aussagen zur ökologischen Resilienz gemacht werden. Die Artenvielfalt nimmt rasant zu und erreicht im zweiten Jahr nach dem Brand schon höhere Werte als vor dem Brand. Das kontinentale Klima beeinflusst die Vegetationsentwicklung wesentlich. In den unteren Höhenlagen bestimmt in hohem Masse die Trockenheit das Artenspektrum der Wiederbesiedlung. In den oberen Höhenlagen profitieren die Pflanzen von höheren Niederschlagsmengen und tieferen Temperaturen. Dadurch wächst eine artenreiche Vegetation heran. An den Orten mit höchster Brandintensität zwischen 1200 m und 1600 m.ü.M. verzögert sich die Vegetationsentwicklung stark.

Abstract

In August 2003 a fire destroyed 300 ha forest above Leuk (Valais, Switzerland). The forest fire area is located on a southern slope of a dry inneralpine valley and ranges over several altitudinal belts from 800 m to 2100 m a.s.l. In summer 2005 the vegetation was assessed on samples which were already assessed in 1996, before the fire, and in 2004, the first year after the fire. Statements about the ecological resilience can be made based on these data. The diversity of species has increased rapidly and exceeded in the second year after the fire the number of the species in forest plots before the fire. The continental climate affects the vegetation development substantially. In the lower altitudes the drought determines the early colonization. In the upper altitudes the plants profit from higher amounts of precipitation and lower temperatures. This causes a species-rich vegetation to grow up rapidly. The samples between 1200 m and 1600 m a.s.l. had the highest fire intensity. There the vegetation development lags behind strongly.

Dank

Allen voran danke ich Dr. Thomas Wohlgemuth von der WSL für die ausgezeichnete Betreuung bei den Vorbereitungen, bei den ersten Erhebungen im Feld, bei den Auswertungen und bei der Durchsicht des Entwurfs. Ebenfalls danke ich Barbara Moser und Salome Leugger für die gute Zusammenarbeit während den Feldaufnahmen in Leuk und für alle botanischen Fachgespräche. Ein Dankeschön geht auch an Gustav Schneiter für die Bereitstellung der meteorologischen Daten.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
Abstract.....	2
Dank.....	3
Inhaltsverzeichnis	4
1 Einleitung.....	6
1.1 Waldbrand in Leuk	6
1.2 Hypothesen.....	6
1.3 Fragestellungen	7
2 Material und Methoden	8
2.1 Waldbrandgebiet	8
2.2 Klima, Vegetation und Boden.....	8
2.2.1 Klima, Vegetation und Boden vor dem Brand	8
2.2.2 Klima, Vegetation und Boden nach dem Brand	10
2.3 Datenerhebung	13
2.3.1 Standort, Grösse und Anlage der Stichproben.....	13
2.3.2 Erhobene Parameter.....	15
2.4 Datenanalyse.....	16
2.4.1 Datenaufbereitung	16
2.4.2 Berechnung des Deckungsgrades.....	16
2.4.3 Statistische Analysen.....	17
2.4.4 Ökologische Gruppen nach Landolt	18
3 Resultate	20
3.1 Deckung der Vegetation.....	20
3.1.1 Mittlere Deckung der Vegetation.....	20
3.1.2 Deckung und Standortparameter Höhe, Exposition und Neigung	21
3.2 Artenvielfalt	23
3.2.1 Gesamtartenzahl und mittlere Artenzahl.....	23
3.2.2 Artenzahl und Standortparameter Höhe, Exposition und Neigung.....	24
3.2.3 Dominanz-Diversitätskurve	27
3.3 Artenwechsel und ökologische Gruppen.....	28
3.3.1 Artenvielfalt und Deckung	28
3.3.2 Neue und alte Arten.....	31
3.3.3 Ökologische Gruppen: Artenzahlen und Deckungen	33
3.3.4 Arten mit höchster Abundanz	36

3.4	Ähnlichkeiten der Stichproben.....	38
3.4.1	Ähnlichkeiten der Stichproben als Van der Maarels-Koeffizient	38
3.4.2	Kanonische Korrespondenzanalyse.....	41
3.5	Waldverjüngung.....	42
3.5.1	Mittlere Anzahl Sämlinge und ihre Wuchshöhe	42
3.5.2	Anzahl Sämlinge und Höhe	44
3.5.3	Anzahl Sämlinge und Deckung bzw. Artenvielfalt	45
3.6	Brandintensität	45
3.6.1	Brandintensität nach Doyle	45
3.6.2	Stammgrundfläche des ursprünglichen Waldes.....	46
4	Diskussion.....	47
4.1	Entwicklung der Artenvielfalt	47
4.2	Deckung	47
4.2.1	Entwicklung der Bodenbedeckung.....	47
4.2.2	Schätzung der Artmächtigkeit und des Deckungsgrades im Feld	47
4.3	Einfluss der Grösse der Stichprobenfläche auf die Resultate	48
4.4	Vegetationswechsel.....	48
4.4.1	Allgemeine Tendenz der Vegetationsentwicklung.....	48
4.4.2	Dominante ökologische Gruppen.....	49
4.4.3	Dominante Arten.....	49
4.5	Waldverjüngung und Pioniergehölze	50
4.6	Einflüsse auf die Vegetationsentwicklung	51
4.6.1	Klimatische Einflüsse	51
4.6.2	Brandintensität.....	52
4.6.3	Ursprüngliche Vegetation	53
4.7	Positive-feedback switch.....	53
5	Schlussfolgerung	55
6	Literaturverzeichnis	56
	Anhang	58
	Poster	

1 Einleitung

1.1 Waldbrand in Leuk

Das Feuer am 13. August 2003 zerstörte in den Gemeinden Leuk, Albinen und Guttet-Feschel (VS) 300 ha Wald. Das Waldbrandgebiet erstreckt sich über 1300 Höhenmeter vom Föhrenwald auf 800 m.ü.M. über den Fichtenwaldgürtel bis zum Lärchenwald und der Waldgrenze auf 2100 m.ü.M. hinauf. Dies war im Wallis der grösste Waldbrand in den letzten 100 Jahren (WOHLGEMUTH et al. 2005). Gesamtschweizerisch nahm die Waldbrandhäufigkeit in den letzten Jahren stark zu (SCHÖNENBERGER & WASEM 1997). Als Folge wurde an der WSL innerhalb des Forschungsprogramms Walddynamik ein neues Kernthema "Waldbrand im Wallis" definiert, das sich an den zwei wichtigsten Fragen nach dem Brand orientiert: 1. Erosion und Schutzwirkung und 2. Wiederbesiedlung bzw. Wiederbewaldung. Verschiedene Massnahmen zum Schutz der Strassen und Ortschaften, wie Lawinenverbauungen, Steinschlagverbauungen und Waldbegrünungen im Gebiet Bannwald wurden bereits realisiert. Mehrere Projekte zur Beobachtung der Wiederbesiedlung sind an der WSL am laufen: Repräsentatives Vegetationsmonitoring, Biodiversität von Wirbellosen, Auswirkungen auf Böden, ein lokales Klimamodell und eine kontinuierliche Luftbildüberwachung (WOHLGEMUTH et al. 2005). Zudem sind Vegetationserhebungen von 1996, d.h. vor dem Brand, vorhanden. Diese fanden anlässlich der Doktorarbeit von Iris Gödickemeier zum Thema "Analyse des Vegetationsmusters eines zentralalpiner Bergwaldgebiets" statt. Die innerhalb des Brandperimeters liegenden Stichproben wurden 2004, ein Jahr nach dem Brand, nochmals erhoben. Die Resultate liegen in der Diplomarbeit von Peter Küttel "Vegetationswechsel nach Waldbrand in Leuk" vor. Diese beiden Arbeiten liegen dieser Diplomarbeit zu Grunde. Im Sommer 2005 wurden dafür dieselben Stichproben nochmals erhoben und anschliessend zusammen mit den Daten von 1996 und 2004 ausgewertet.

1.2 Hypothesen

Das Ziel dieser Arbeit ist die Beschreibung der ökologischen Resilienz zwei Jahre nach dem Waldbrand von Leuk.

C.S. HOLLING führt 1973 den Begriff der Resilienz in die ökologische Literatur ein. Bei der Beschreibung des Verhaltens eines Ökosystems unterscheidet er Stabilität von Resilienz. Stabilität beschreibt die Eigenschaft eines Ökosystems nach einer Störung in den Gleichgewichtszustand zurückzukehren. Je schneller dieses Gleichgewicht erreicht wird desto stabiler ist das Ökosystem. Resilienz hingegen ist die Eigenschaft eines Ökosystems, trotz Störungen seine Funktionsfähigkeit aufrecht zu erhalten. Das System kann dabei zwar seine Struktur ändern, funktioniert aber weiterhin (HOLLING 1973).

Anhand der gut vergleichbaren Daten der Vegetationserhebungen von 1996, 2004 und 2005 können schon erste Tendenzen der ökologischen Resilienz nach der Störung durch den Brand aufgezeigt werden.

Folgende Hypothesen wurden dazu aufgestellt:

- 2005 liegt der Deckungsgrad der Vegetation höher als 2004.
- 2005 ist die Artenvielfalt höher als 2004.
- In höheren Lagen ist die Artenvielfalt dank geringerer Feuerintensität grösser.
- Arten der ursprünglichen Waldvegetation nehmen 2005 im Vergleich zu 2004 leicht zu, neue Arten (Pionierarten) nehmen hingegen stark zu.
- Sämlinge von Pioniergehölzen sind häufig, Sämlinge von ursprünglichen Waldbaumarten sind seltener.
- Die Vegetation entwickelt sich nach dem Brand gemäss der Theorie von WILSON & AGNEW (1992): Es findet ein Vegetationswechsel, ein sogenannter "positive-feedback switch" statt. Das heisst, es gibt keine Entwicklung hin zur ursprünglichen Waldgesellschaft, sondern es entstehen mehrere andere Stadien wie z.B. Felssteppen, Dickichte oder Grasfluren. Ob letztlich wieder Wald entsteht, ist nicht nur eine Frage der Zeit.

Diese Arbeit beschäftigt sich nur mit der Vegetationsentwicklung und dies nur innerhalb des Waldbrandgebiets von Leuk.

1.3 Fragestellungen

Folgende Fragestellungen wurden aufgestellt:

- Welchen Einfluss haben Höhe, Neigung und Exposition auf die Vegetationsentwicklung?
- Sind Unterschiede in der Artenvielfalt und im Deckungsgrad erkennbar bezüglich Höhe, Neigung und Exposition?
- Welche Rolle spielt die Brandintensität bei der Entwicklung der Vegetation und welchen Einfluss hat sie auf die Artenvielfalt?
- Sind im Vergleich der Flächengrössen 30 m², 200 m² und 500 m² bezüglich der Vegetationsentwicklung Muster erkennbar und worauf sind diese zurück zu führen?
- Welche funktionellen oder ökologischen Gruppen profitieren vom Brand und welche Gruppen sind benachteiligt?
- Wie haben sich die Stichproben über die Jahre hin entwickelt? Sind Unterschiede erkennbar bezüglich Standortparameter, Brandintensität oder Vegetation vor dem Brand?
- Ist die Waldverjüngung gleichverteilt? Welchen Einfluss hat der ursprüngliche Waldtyp vor dem Brand für die Waldverjüngung?

2 Material und Methoden

2.1 Waldbrandgebiet

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über die ganze Waldfläche, die dem Feuer im August 2003 zum Opfer fiel (Abb. 2.5). Die Waldbrandfläche umfasst 300 ha Wald der Gemeinden Leuk, Guttet-Feschel und Albinen (VS). Davon sind 60 ha Schutzwald. Das Waldbrandgebiet beginnt im Bannwald oberhalb der Stadt Leuk auf 800 m.ü.M. und geht hinauf bis zur Waldgrenze auf 2100 m.ü.M. Seitlich wird sie von zwei Geländerippen begrenzt und bildet dadurch im mittleren und oberen Teil eine sanft ansteigende breite Rinne. Das Gebiet ist durch mehrere Forststrassen, Wanderwege und die Strasse von Thel nach Albinen erschlossen.

2.2 Klima, Vegetation und Boden

2.2.1 Klima, Vegetation und Boden vor dem Brand

Das Waldbrandgebiet Leuk liegt am Südhang des Walliser Haupttales, einem inneralpinen Trockental, das von Westen nach Osten verläuft. Der Talboden liegt bei Susten auf 620 m.ü.M. Die steilen Hänge führen hinauf bis zu den Berggipfeln auf über 2500 m.ü.M.

Das Wallis ist die trockenste Gegend der Schweiz und verzeichnet nur etwa die Hälfte der Niederschläge des Mittellandes (WERNER 1994). Im Talboden bei Visp auf 640 m.ü.M. fallen übers ganze Jahr weniger Niederschläge als in Montana auf 1508 m.ü.M., das wie das Waldbrandgebiet am Südhang des Haupttales liegt (Abb. 2.1, Mitte). Die Jahresniederschläge nehmen in dieser Gegend durchschnittlich pro 100 Höhenmeter um 40-50 mm zu (WERNER 1994). Diese Tendenz bestätigen auch die Messungen der WSL innerhalb des Waldbrandgebiets im Sommer 2005 (Abb. 2.1, oben). Auf drei verschiedenen Höhenstufen (1200 m, 1500 m und 1865 m) wurden die Niederschlagsmengen gemessen (Tagessummen). Die Messstation auf 1865 m zeigt deutlich höherer Niederschlagsmengen als die tiefer gelegenen Stationen. Im Sommer fallen in dieser Gegend durchschnittlich weniger Niederschläge als im Winter (Abb. 2.1, Mitte). Nach den Messungen aus dem Waldbrandgebiet war das Jahr 2005 in dieser Gegend sehr trocken mit ausserordentlich hohen Niederschlägen im April und August.

Die Temperaturen nehmen mit der Höhe im Mittel alle 100 m um 0.55°C ab. Sie erreichen ihren Höhepunkt im Juli und ihren Tiefpunkt im Januar (Abb. 2.1, unten). Im Jahr 2005 waren die Temperaturen im Waldbrandgebiet grundsätzlich etwas höher als die mittleren Temperaturen über 30 Jahre (1961-1990). Dies könnte sowohl mit der globalen Erwärmung zusammenhängen als auch mit den speziellen Strahlungsbedingungen im Brandgebiet (vgl. Kap. 2.2.2).

Von April an übersteigt die Temperatur in Bodennähe im Mittelwallis an den Sonnenhängen 50°C. Die

klare Luft begünstigt die Sonneneinstrahlung während des Tages, aber auch den nächtlichen Wärmeverlust. So zeichnen sich die Temperaturen durch bedeutende tägliche und jahreszeitliche Schwankungen aus. Kalte Winter, trockene Sommer und starke Temperaturkontraste sind die hauptsächlichlichen Merkmale des herrschenden kontinentalen Klimas (WERNER 1994).

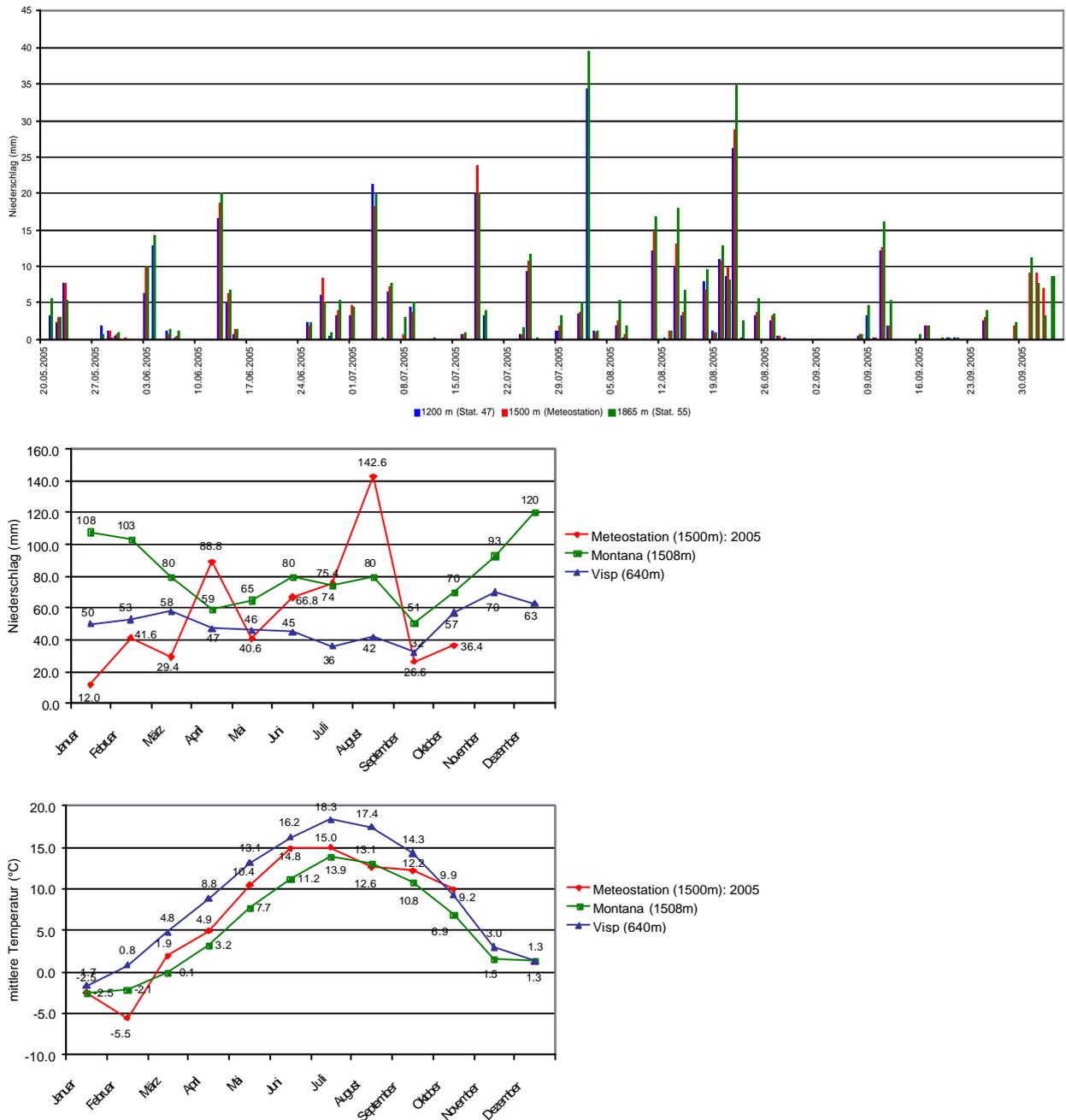


Abb. 2.1:
 oben: Niederschlag Leuk im Sommer 2005: Tagessummen vom 20.5.2005 bis 5.10.2005 UTC der drei Meteostationen der WSL im Waldbrandgebiet auf 1200 m, 1500 m und 1865 m.
 Mitte: Niederschlagsmengen von Visp und Montana (Mittelwerte 1961-1990) mit den Niederschlagsmengen der Meteostation der WSL im Waldbrandgebiet von 2005.
 unten: Mittlere Temperaturen von Visp und Montana (Mittelwerte 1961-1990) mit den mittleren Temperaturen der Meteostation der WSL im Waldbrandgebiet von 2005. Daten von Meteo Schweiz (Visp und Montana) und G. Schneiter, WSL (Meteostationen im Waldbrandgebiet).

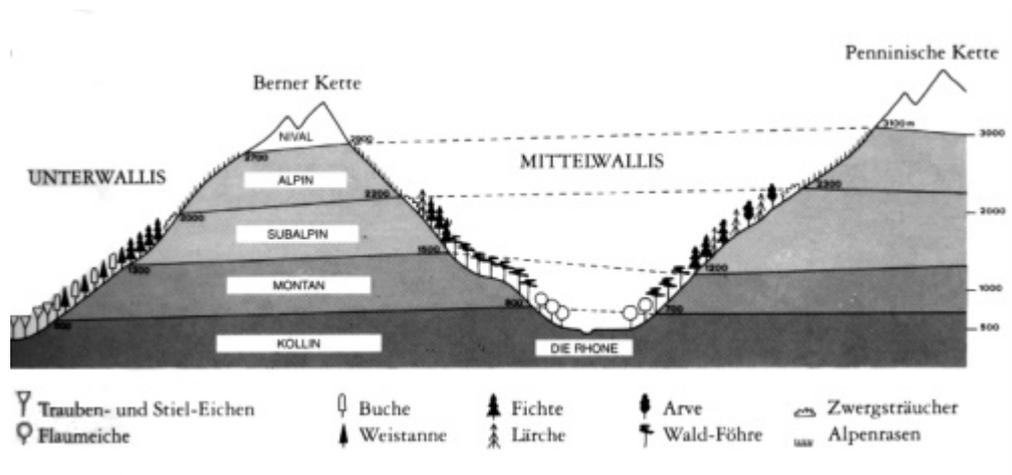


Abb. 2.2:

Vegetationsstufen im Wallis; Nord-Süd Querschnitt als schematische Darstellung (aus WERNER 1994, S.27).

Abhängig von Temperaturfaktoren, die in enger Beziehung zur Höhe stehen, kann die Vegetation im Waldbrandgebiet in drei Waldgürtel mit unterschiedlichen Hauptbaumarten unterteilt werden: Föhren-, Fichten- und Lärchenwälder (GÖDICKEMEIER 1998; Abb. 2.2).

Nördlich der Rhone prägen die kalkhaltigen Gesteine der helvetischen Decke den Bau der Gebirge (LABHART 1995). Der Bodenaufbau ändert sich mit der Höhe, beeinflusst durch die Klimafaktoren Temperatur und Niederschlag und den Pflanzenbewuchs (WERNER 1994).

Abb. 2.3 zeigt Bodenprofile der verschiedenen Wald- und Höhenstufen auf. Zwischen 900 m und 1500 m herrschen Rendzinas vor mit der Kalkgrenze an der Bodenoberfläche und einer leicht basischen Oberschicht. In der Fichtenwaldstufe zwischen 1500 m und 2000 m sind Braunerden mit leicht saurem Oberboden und einer ausgeprägten Humusaufgabe vorhanden. In der Lärchenwaldstufe über 2000 m sind die Braunerden schwach podsoliert mit einer geringen Humusaufgabe, dafür ziemlich saurem pH-Wert.

2.2.2 Klima, Vegetation und Boden nach dem Brand

Das Feuer zerstörte die Baumschicht total. Kleine Waldinseln, die vom Brand verschont blieben, sind selten und hauptsächlich in den höheren Lagen zu finden. Die verbrannten Stämme mit ihren dicksten Ästen standen im Sommer 2005 meist noch. Ihre verkohlte Rinde löste sich langsam ab. Viele Bäume hingen bereits schon schräg oder lagen am Boden.

Durch das fehlende, Schatten spendende Kronendach hat sich die Sonneneinstrahlung in Bodennähe, im Vergleich zum geschlossenen Wald vor dem Brand, massiv verstärkt. Zusätzlich erhöht die unbewachsene, vom Brand schwarz verkohlte oberste Bodenschicht die bodennahen Temperaturen (BERLI 1996), so dass an sonnigen Tagen die Temperaturen im Waldbrandgebiet spürbar höher liegen als im angrenzenden intakten Wald ausserhalb der Brandfläche.

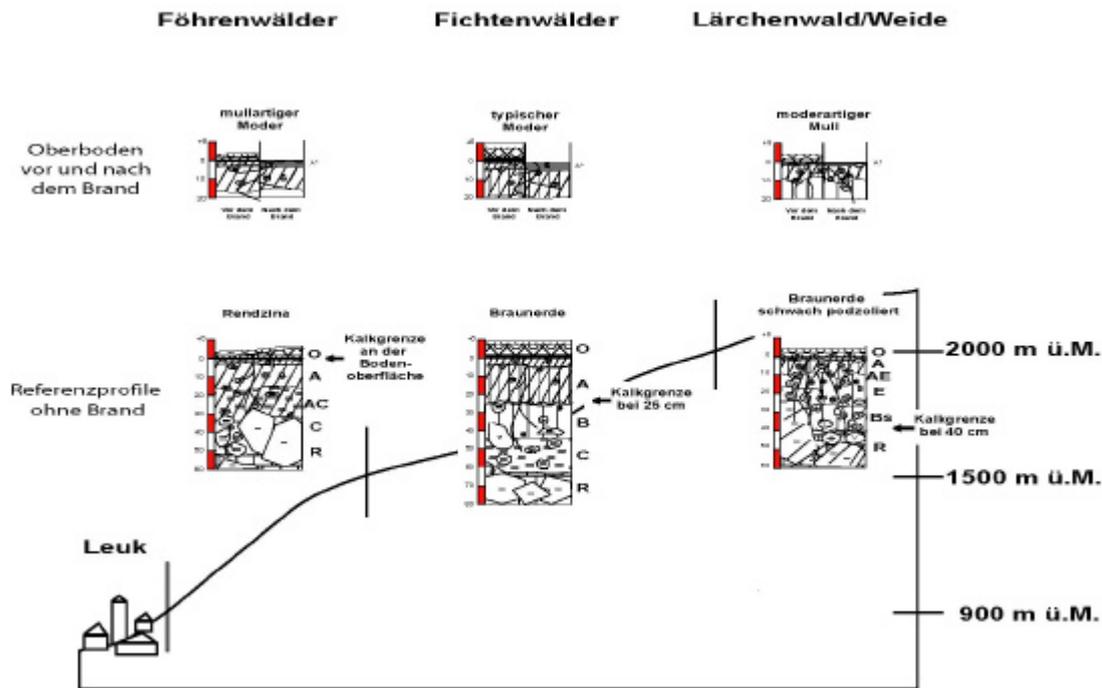


Abb. 2.3: Bodenuntersuchungen der WSL im Jahr 2004: Referenzprofile am Rande des Waldbrandgebiets und Veränderung des Oberbodens durch den Brand (aus WOHLGEMUTH et al. 2005)

Wie in Abb. 2.3 ersichtlich, hat sich der Oberboden durch den Brand deutlich verändert. Der Humus verbrannte vielerorts fast vollständig. Zurück blieb eine strukturarme, rasch austrocknende Ascheschicht, welche stärker als unverbrannter Boden zur Erosion neigt.

Ein Waldbrand verursacht mit steigender Intensität eine zunehmende Veränderung und Umlagerung der Nährstoffe im Boden. Die in Pflanzen eingebauten Mineralstoffe (P-, K-, Mg-, Ca- und N-Verbindungen) werden bei einem Brand freigesetzt. Sie werden mit den Rauchgasen verfrachtet oder bleiben in der Ascheschicht in grossen Mengen in pflanzenverfügbarer Form zurück (BERLI 1996, SCHÖNENBERGER & WASEM 1997). Die Bodenuntersuchungen im Waldbrandgebiet Leuk von 2004 ergaben, dass beim Brand ca. 80 % der Masse der organischen Auflage verloren ging. Die verbleibende Asche durchmischte sich mit dem obersten Mineralerdehorizont. Der pH-Wert erhöhte sich um bis zu 1.5 Einheiten, bedingt durch die Verbrennung von organischen Säuren und den Protonenverbrauch während des Brandes (Abb. 2.4, unten). Die freigesetzten Kationen wie K^+ , Ca^{++} und Mg^{++} reagieren basisch (WOHLGEMUTH et al. 2005).

Auf den verbrannten Böden hatte sich eine hydrophobe Schicht gebildet. Mit zunehmender Brandintensität nimmt die Infiltrationskapazität der Böden ab (WOHLGEMUTH et al. 2005). Bei

Niederschlägen bleibt somit der Boden unter der Oberfläche trocken. Das Wasser läuft oberflächlich ab, transportiert feine Ascheteilchen mit und erschwert den Keimlingen das Gedeihen.

Die Aschenfrequenz und die Aschentiefe wurden im Jahr 2004 in Bodenuntersuchungen der WSL gemessen (Abb. 2.4, oben). Die Aschentiefe war in mittleren Höhenlagen zwischen 1200 m und 1600 m am grössten, was vermutlich auf eine sehr hohe Brandintensität in diesen Höhenlagen zurückzuführen ist.

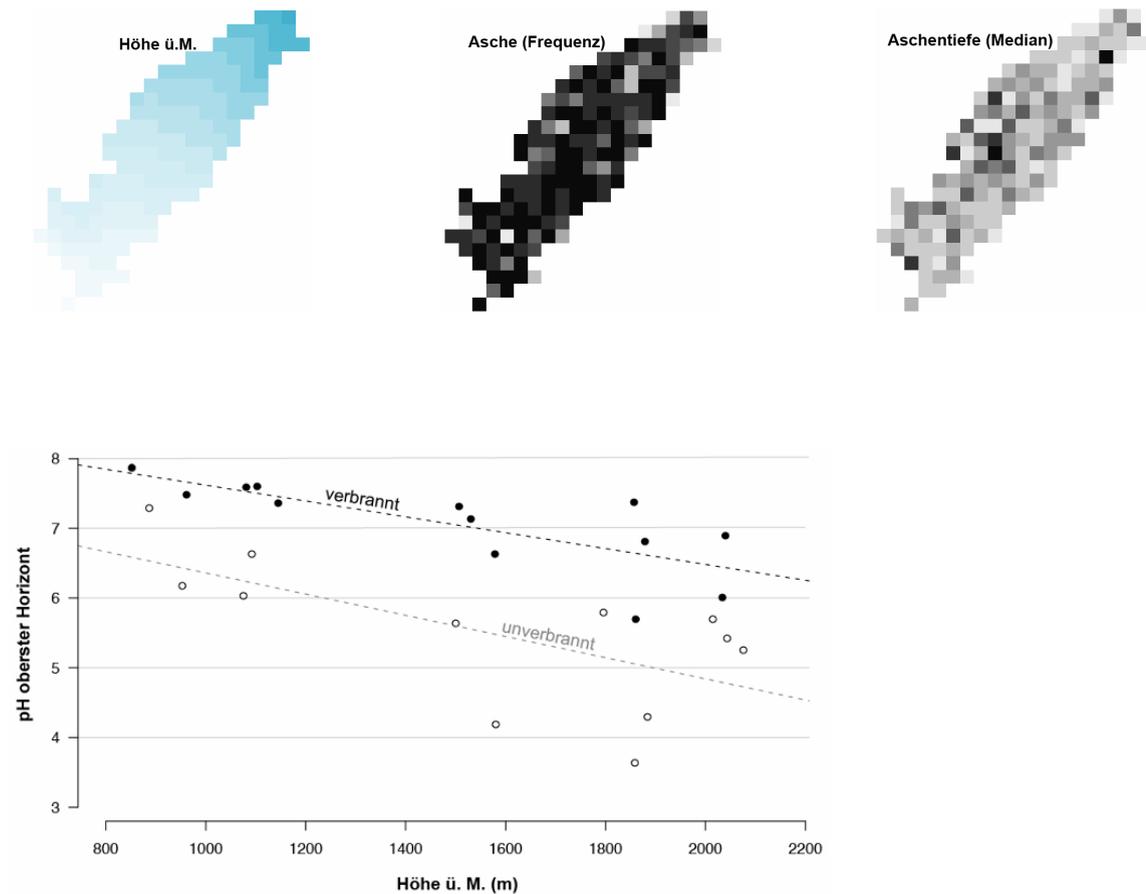


Abb. 2.4:
 oben: Rasterbild vom Waldbrandgebiet mit Höhe ü.M., Aschenvorkommen (Frequenz) und Aschentiefe (Median):
 Bodenuntersuchungen der WSL von 2004 (Abbildungen von T. Wohlgemuth);
 unten: pH-Werte der obersten Horizonte von verbrannten und unverbrannten Böden, entlang der Höhe. Regressionsgeraden:
 verbrannt: $y = -0,0014 \cdot \text{Höhe} + 9,06$; $R^2 = 0,60$; unverbrannt: $y = -0,0017 \cdot \text{Höhe} + 8,0614$; $R^2 = 0,4528$ (aus
 WOHLGEMUTH et al. 2005).

2.3 Datenerhebung

2.3.1 Standort, Grösse und Anlage der Stichproben

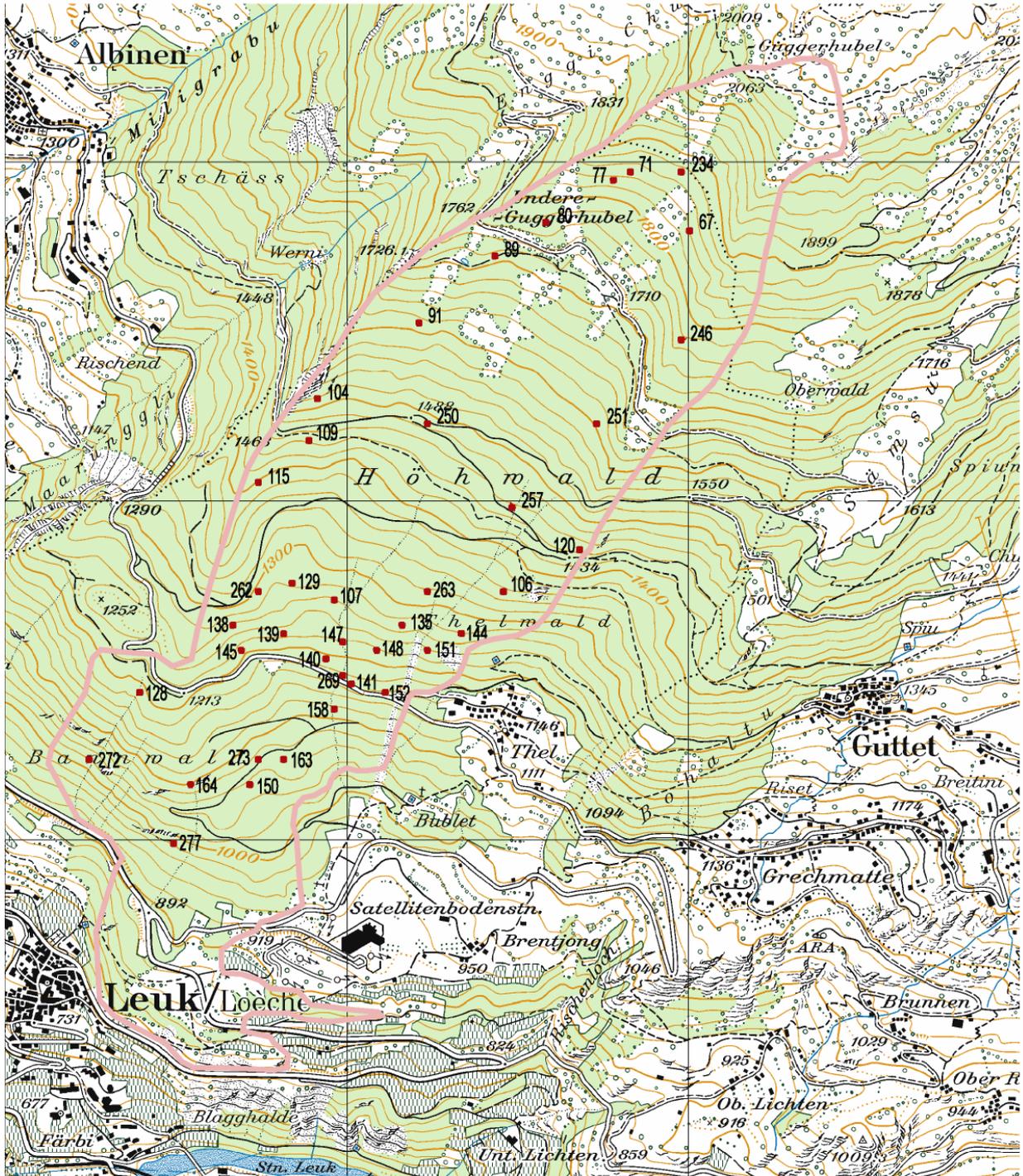


Abb. 2.5:
Lage der 40 Stichproben und Waldbrandgebiet (Landeskarte 1:25'000, vergrössert).

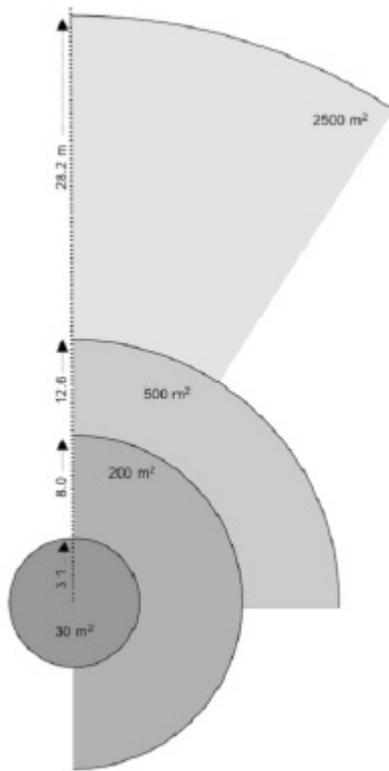


Abb. 2.6:
Stichprobenflächen der Vegetationsaufnahmen: konzentrische Kreise mit 30 m², 200 m² und 500 m² (Aufnahmen 2005) und 2500 m² (Aufnahmen 2004 und 1996; aus WOHLGEMUTH et al. 2005, verändert).

Iris Gödickemeier setzte für ihre Dissertation "Analyse des Vegetationsmusters eines zentralalpiner Bergwaldes" (1998) mittels stratifizierten und systematischen Methoden die Lage der Stichproben fest. Die stratifizierten Stichproben wurden dabei mit einer GIS-gestützten Stratifizierungsmethode bestimmt, welche auf den Standortfaktoren Höhe, Exposition und Neigung basierten. Diese Methode hatte zum Ziel, den gesamten ökologischen Raum des Gebietes abzudecken. Für die systematischen Stichproben wurde ein regelmässiges Raster auf das Untersuchungsgebiet gelegt und die Schnittpunkte als Stichproben festgesetzt (GÖDICKEMEIER 1998).

Von diesen Stichproben wurden diejenigen, die innerhalb des Waldbrandgebietes lagen von Peter Küttel im Jahr 2004 erneut aufgenommen. Von den 53 aufgenommenen Stichproben, schieden für die Auswertungen 13 Stichproben als nicht aussagekräftig aus (KÜTTEL 2004). Die 13 nicht berücksichtigten Stichproben waren innerhalb von mässig verbrannten Waldinseln und Randflächen, an Wegrändern oder an der Waldgrenze zu finden.

Für diese Diplomarbeit wurden die aussagekräftigen 40 Stichproben von 2004 erneut aufgenommen. Ihre Lage ist in Abb. 2.5 ersichtlich. Die genauen Standortangaben befinden sich im Anhang.

Die Vegetationsaufnahmen 2005 fanden Mitte Juli bis Ende August statt.

Die Stichprobenflächen sind in konzentrischen Kreisen angeordnet (Abb. 2.6). Diese Methode ermöglicht Aussagen über die Relevanz der Flächengrösse. 2005 wurden die drei inneren Kreisflächen von 30 m², 200 m² und 500 m² aufgenommen. In den Jahren 1996 und 2004 wurde zusätzlich der 2500 m²-Kreis erhoben. Dies war für diese Diplomarbeit nicht möglich, da im Vergleich zu 2004 der höhere Deckungsgrad und die grössere Artenvielfalt den Zeitaufwand für die Erhebung einer Stichprobe massiv erhöht hätten.

Die Mittelpunkte der Stichprobenflächen wurden 2004 von Peter Küttel mit einem blauen T-Profil im Feld markiert (Abb. 2.7). Mit Hilfe eines GPS konnten alle Flächen lokalisiert werden. Für zukünftige Vegetationserhebungen wurden sie zusätzlich mit einem weiss-roten Band markiert.



Abb. 2.7:
links: T-Profil: Markierung des Mittelpunktes der kreisförmigen Stichprobenflächen.
rechts: Erhebung im Feld: Kreisfläche von 30 m² mit Fähnchen ausgesteckt.

2.3.2 Erhobene Parameter

Folgende Parameter wurden auf allen drei Flächengrößen 30 m², 200 m² und 500 m² erhoben:

Schätzung des Deckungsgrades der Vegetationsschichten: Kraut-, Strauch- und Baumschicht

Schätzung der Schichthöhe der Vegetationsschichten: Kraut-, Strauch- und Baumschicht

Gefässpflanzen (Artbestimmung) und ihre Artmächtigkeit (nach BRAUN-BLANQUET 1964)

Sämlinge von Baumarten (Waldverjüngung): Arten, Höhenklassen und Anzahl

Zusätzlich wurde pro Stichprobenstandort aufgenommen:

Stammzahl N (Bitterlich-Methode nach MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974)

Brandintensität (nach DOYLE 2004)

Die Standortparameter Höhe, Neigung und Exposition wurden von Peter Küttel übernommen.

Ein Beispiel des Aufnahmeformulars befindet sich im Anhang.

Die Gefässpflanzen wurden im Feld mit BINZ & HEITZ (1990), HESS et al. (1998), LAUBER & WAGNER (2001) und ROTHMALER (1985) bestimmt. Die Nomenklatur richtet sich nach LAUBER & WAGNER (2001). Die Sämlinge sind mit AMANN (2004) bestimmt worden.

Bei der Unterscheidung von *Calamagrostis varia* und *Calamagrostis villosa* traten im Feld Schwierigkeiten auf. Als Kriterium wurde entschieden, dass *Calamagrostis villosa* auf einer Blattseite behaart ist. Individuen ohne behaarte Blattspreiten wurden als *Calamagrostis varia* bestimmt.

Möglicherweise gab es im Gebiet auch Bastarde.

Als Sämlinge werden 1-2 jährige Jungpflanzen der natürlichen Waldverjüngung (Baumarten) bezeichnet.

Sie wurden auf allen Flächen ausgezählt, ausgemessen und in die Wuchshöhen-Klassen 0-20 cm, 20-50 cm, 50-100 cm, 100-150 cm und >150 cm eingeteilt.

Da Sämlinge von *Picea abies* und *Pinus sylvestris* nur schwer zu unterscheiden sind, wurden sie unter einem Namen *Picea abies/Pinus sylvestris* zusammengefasst.

Das Messgerät von Bitterlich dient einer raschen Schätzung der Stammgrundfläche eines Waldbestandes (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974). Es besteht aus einem rechtwinkligen Kartonplättchen mit der Breite a , das im Abstand b vom Auge entfernt gehalten wird ($a = b : 50$). Vom Mittelpunkt der Stichprobenfläche aus werden jene Bäume gezählt, deren Stämme in Brusthöhe breiter als die Projektion des Plättchens erscheinen. Die erhaltene Stammzahl N entspricht der Stammgrundfläche des Waldbestandes in m^2/ha . Mit dieser Methode wurde die Stammgrundfläche der Waldbäume vor dem Brand geschätzt.

Die Brandintensität wurde nach einer dreistufigen Klassifikation ("moderate", "moderate-severe", "severe") von DOYLE (2004) erhoben (siehe Anhang). Dabei wurden die verbrannten Bäume jeder Stichprobe eingeteilt nach Attributen wie Zustand der Krone, der Äste und des Stammes, Höhe der abgelösten Rinde, Verbrennungsgrad der Humusschicht und Zustand der Holzabfälle am Boden.

2.4 Datenanalyse

2.4.1 Datenaufbereitung

Die erhobenen Daten von 2005 wurden im Programm VEG von Märki (2000), einer Software zur Bearbeitung von Vegetationstabellen, erfasst. Da in den vorhandenen EXCEL-Daten von 2004 und 1996 Unstimmigkeiten gegenüber den Originaldaten der Felderhebungen festgestellt wurden, sind die Daten von 2004 anhand ihrer Feldformulare nochmals neu ins VEG eingegeben worden. Die Daten von 1996 wurden von T. Wohlgemuth überarbeitet und so übernommen. Dabei wurden jeweils nur die 40 im Jahr 2005 aufgenommenen Stichproben mit den Flächengrößen 30 m^2 , 200 m^2 und 500 m^2 neu erfasst. Anschliessend wurden die Daten der Jahre 1996, 2004 und 2005 zusammengefügt und die Arten angeglichen.

Für die nachfolgenden Auswertungen wurden nur die Arten der Krautschicht verwendet, das heisst, alle Resultate beziehen sich ausschliesslich auf den Unterwuchs des natürlichen Waldes (1996) und auf die aufkommende Vegetation nach dem Brand (2004 und 2005). Der so generierte grundlegende Datensatz, der als Ausgangslage für alle Auswertungen verwendet wurde, befindet sich im Anhang.

2.4.2 Berechnung des Deckungsgrades

Die Deckung der Vegetation konnte auf Grund der erhobenen Daten auf zwei verschiedene Arten bestimmt werden: 1. Die **Gesamtbedeckung** basierte auf der Schätzung der einzelnen Schichten pro

Stichprobe: Kraut-, Strauch- oder Baumschicht. 2. Die **summierte Artschätzung** addierte die Artmächtigkeit aller Arten pro Stichprobe (BRAUN-BLANQUET 1964). Die Werte der Artmächtigkeit wurden dabei nach Tab. 2.1 in Prozentwerte umgerechnet. Da sowohl die Schichten als auch die Arten in ihrer Mächtigkeit nur geschätzt und nicht gemessen worden sind, unterschieden sich die Werte teilweise signifikant voneinander (Abb. 3.1).

Da aus dem Jahr 1996 keine Daten der Gesamtbedeckung vorlagen, wurden für Berechnungen des Deckungsgrades nur die summierten Artmächtigkeiten miteinander verglichen. Ergaben sich aber mit der Wahl der Schätzmethode bei den Auswertungen markante Unterschiede, sind die Ergebnisse, welche anhand der Gesamtbedeckung errechnet wurden, im Text erwähnt.

Tab. 2.1:
Transformationen der Artmächtigkeitswerte (BRAUN-BLANQUET 1964) für die Berechnung des Deckungsgrades (%) und für MULVA und CANOCO.

Artmächtigkeit nach Braun-Blanquet	Mittlere Werte der Deckung in %	MULVA/ CANOCO-Werte
r	0.05	0.1
+	0.5	0.5
1	3.0	1
2	15.0	2
3	37.5	3
4	62.5	4
5	87.5	5

2.4.3 Statistische Analysen

Univariate und bivariate Datentypen wie z.B. mittlere Artenzahl oder Artenzahl und Höhe ü.M. wurden mit EXCEL ausgewertet.

Die Dominanz-Diversitätskurve wurde von T. Wohlgemuth mit einem speziellen Statistikprogramm erstellt. Dominanz-Diversitätskurven (WHITTAKER 1965) werden erstellt, indem man die Arten nach mittlerer Deckung ordnet und ihre Abundanz exponentiell darstellt. Sie zeigen die Dominanz spezifischer Arten und ihre relative Abundanz auf im Vergleich verschiedener Gemeinschaften bzw. hier Erhebungsjahre (GRANT & LONERAGAN 2003).

Die Ähnlichkeiten der Aufnahmen wurden mit dem Programm MULVA-5 von Otto Wildi & László Orlóci (1996) berechnet. Dabei wurde die Artmächtigkeit nach Tab. 2.1 transformiert. Anschliessend

wurde der Van der Maarels-Koeffizient errechnet. Dieser Koeffizient basiert auf einer Ähnlichkeitsbestimmung, welche auf einer Kontingenztafel beruht. Er entspricht dem Jaccard-Index, modifiziert für quantitative Daten. Der Wert 1 entspricht höchster Ähnlichkeit, der Wert 0 geringster Ähnlichkeit (WILDI & ORLOCI 1996).

Die Kanonische Korrespondenzanalyse wurde mit CANOCO von Ter Braak & Smilauer (2002) erstellt. Die Kanonische Korrespondenzanalyse ist eine Methode der multivariaten Statistik (WOHLGEMUTH 2005). Sie beruht auf einer Mustererkennung der Vegetationsanalyse und ordnet die Merkmalsdaten einer Stichprobe entlang von direkt bestimmbar Gradienten (direkte Gradientenanalyse) an. Die Arten und Stichproben werden entsprechend den einbezogenen Standortdaten - hier Höhe, Exposition und Neigung - geordnet dargestellt. Für die Kanonische Korrespondenzanalyse wurde die Artmächtigkeit nach Tab. 2.1 transponiert.

Die Stetigkeitstabelle wurde im Programm VEG von Märki (2000) erstellt. Die Stetigkeit beschreibt die Häufigkeit einer Art (Präsenz/Absenz) im Verhältnis zur Anzahl Aufnahmen (in %). Die Einteilung der Stetigkeitsklassen ist in Tab. 2.2 ersichtlich. Der Dominanzwert entspricht dem meist vorkommenden Artmächtigkeitswert nach BRAUN-BLANQUET (1964). Ein 's' entspricht einer grossen Streuung der Artmächtigkeiten.

Tab. 2.2:
Transformation der Häufigkeiten einer Art
in Stetigkeitsklassen nach VEG.

Stetigkeitsklasse	Häufigkeit einer Art in %
I	< 20 %
II	20 - 40 %
III	40 - 60 %
IV	60 - 80 %
V	80 - 100 %

2.4.4 Ökologische Gruppen nach Landolt

Zur Analyse des Artenwechsels wurden die Arten nach den ökologischen Gruppen von LANDOLT (1991) eingeteilt. Diese Gruppen basieren auf standörtlichen Verbreitungen im Gebiet der Schweiz, das heisst die Arten werden jeweils dort eingeteilt, wo sie am häufigsten vorkommen. Nachfolgend eine kurze Beschreibung der im Waldbrandgebiet vorkommenden ökologischen Gruppen nach LANDOLT (1991):

- **Waldpflanzen** sind Pflanzen die ihren primären Verbreitungsschwerpunkt in Wald- und Gebüschformationen haben. Hier sind auch Arten aufgeführt, welche in lichten Föhren- und Steilhangwäldern vorkommen, ebenso wie Gebirgsarten, welche vorwiegend an den Wald gebunden sind.
- **Unkraut- und Ruderalpflanzen** Unkräuter sind Begleitarten in Äckern, Rebbergen und Gärten. Ihre Standorte werden regelmässig durch den Menschen bearbeitet. Ruderalpflanzen sind Arten, welche an Standorten vorkommen, die der Mensch zwar offen hält, aber nicht nutzt, wie Wegränder, Trittstellen etc. Oft sind Unkraut- und Ruderalpflanzen, im Vergleich zu Pionierpflanzen, auf Nährstoffzufuhr angewiesen.
- **Pflanzen trockener Wiesen** sind Pflanzen, welche in mageren, trockenen und wechsellackenen Wiesen und Weiden unterhalb der Waldgrenze vorkommen.
- **Gebirgspflanzen** kommen oberhalb der Waldgrenze (alpin, subnival) oder in der oberen Waldstufe (subalpin) vor.
- **Pionierpflanzen niederer Lagen** wachsen in der kollinen und montanen Stufe, in offenen Auen, an Geröll- und Schutthalden, an Felshängen oder Mauern.
- **Fettwiesenpflanzen** kommen in gedüngten Weiden und Wiesen der kollinen und montanen Stufe vor.
- **Sumpfpflanzen** kommen vorwiegend an nassen und wechsellackenen, waldfreien Standorten unterhalb der Waldgrenze vor. Es sind Moor-, Quell-, Riedwiesen- und Uferpflanzen.
- **Kulturpflanzen** sind nicht einheimische, vom Menschen angepflanzte oder aus Gärten und Äcker geflüchtete Arten.
- **Keine Gruppenzuordnung** umfasst Arten, welche nur auf die Gattung bestimmt wurden, wie zum Beispiel *Carex spec.* oder *Verbascum spec.*

3 Resultate

3.1 Deckung der Vegetation

3.1.1 Mittlere Deckung der Vegetation

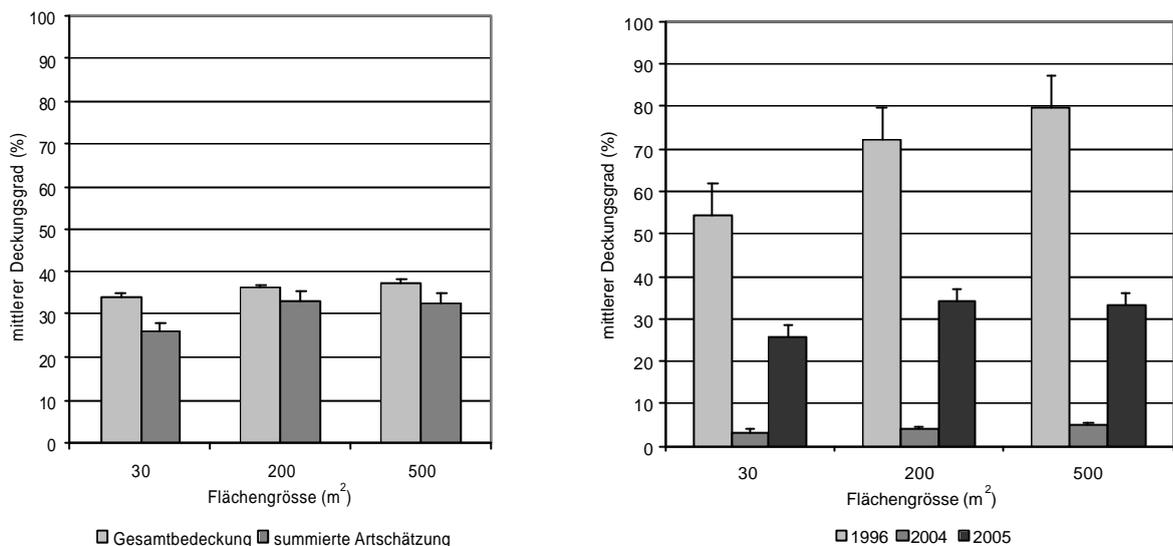


Abb. 3.1:

links: Vergleich der Schätzmethoden: ‚Gesamtbedeckung‘ und ‚summierte Artschätzung‘ des mittleren Deckungsgrades von 2005 auf den 3 Flächengrößen 30 m², 200 m² und 500 m² (mit Standardfehlerabweichung);

rechts: Mittlerer Deckungsgrad von 1996, 2004 und 2005 im Vergleich auf den Stichproben der Grösse 30 m², 200 m² und 500 m² (mit Standardfehlerabweichung).

Die mittlere Deckung der Krautschicht 2005 berechnet mit den zwei Methoden ‚Gesamtbedeckung‘ und ‚summierte Artschätzungen‘ ergab teilweise sehr unterschiedliche Resultate (Abb. 3.1, links). Ebenso unterschied sich der mittlere Deckungsgrad der verschiedenen Flächengrößen. Beim Vergleich der Werte von 2004 wurde ein ähnliches Resultat erzielt. Für alle nachfolgenden Auswertungen wurden die Deckungsgradwerte der summierten Artschätzung verwendet (vgl. Kap. 2.4.2).

Die mittlere Deckung von 1996, 2004 und 2005 zeigte auf allen Flächengrößen signifikante Unterschiede (Abb. 3.1, rechts). 1996 war die Deckung je nach Grösse der Fläche zwischen 54 % und 80 %. 2004, ein Jahr nach dem Brand, lag die mittlere Deckung zwischen 3 % und 5 %. 2005, nur zwei Jahre nach dem Brand, stieg der Deckungsgrad um ein Mehrfaches auf einen Mittelwert zwischen 26 % und 34 %.

3.1.2 Deckung und Standortparameter Höhe, Exposition und Neigung

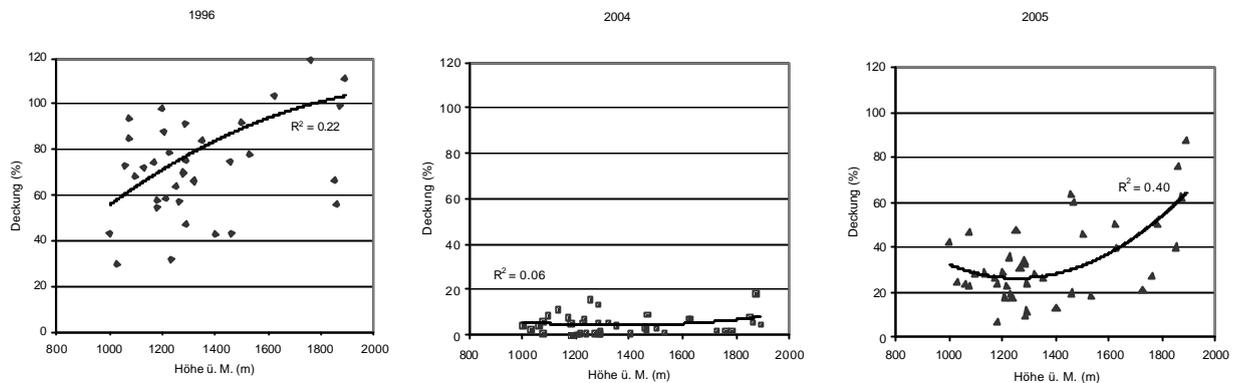


Abb. 3.2:

Deckung (500 m²-Flächen) im Bezug zur Höhe ü. M.: Daten von 1996 (links), 2004 (Mitte) und 2005 (rechts) mit quadratischer Regression. 1996: $y = -3E-05x^2 + 0.1533x - 63.228$; 2004: $y = 1E-05x^2 - 0.0357x + 28.389$; 2005: $y = 9E-05x^2 - 0.2349x + 173.2$.

2005 lag die Stichprobe mit der geringsten Deckung von 6.5 % auf 1180 m. Die Stichprobe mit der höchsten Deckung von 87.6 % lag auf 1890 m. Diese beiden Extremwerte zeigen einen Trend an, der sich in Abb. 3.2 (rechts) bestätigt. Mit der Höhe stieg der Deckungsgrad der Vegetation, wobei er von 1000 m bis 1100 m noch leicht abnahm, um zwischen 1100 m und 1400 m seinen geringsten Wert aufzuweisen. Über 1400 m nahm die Deckung markant zu und erreichte ihre höchsten Werte zwischen 1700 m und 1900 m.

Der Trend der Deckung im Bezug zur Höhe von 2005 war 2004 noch nicht klar ersichtlich (Abb. 3.2, Mitte). Tendenzen liessen sich mit den Extremwerten aber schon erahnen. 2004 war die Stichprobe mit dem geringsten Deckungsgrad von 0.3 % auf 1180 m und die Stichprobe mit dem grössten Deckungsgrad von 18.8 % auf 1870 m. Die Trendlinie von 2004 weist aber einen sehr tiefen Korrelationskoeffizienten auf und ist deshalb wenig aussagekräftig.

1996 stieg der Deckungsgrad wie im Jahr 2005 mit zunehmender Höhe deutlich an, dies jedoch gleichmässiger, ohne die markante Senke zwischen 1100 m und 1400 m (Abb. 3.2, links).

2005 korrelierte der Deckungsgrad deutlich mit der Exposition (Abb. 3.3, oben). Von SO über S (200°) nach W (300°) nahm der Deckungsgrad markant zu. 2004 und 1996 war der Korrelationskoeffizient sehr tief, das heisst die Streuung der Datenpunkte war gross und die Regression wenig aussagekräftig.

Trotzdem war vor allem 1996 ein ähnlicher Trend feststellbar wie 2005.

Deckungsgrad und Neigung korrelierten weder 2005 noch 2004 oder 1996 (Abb. 3.3, unten). In keinem Jahr war ein aussagekräftiger Trend feststellbar.

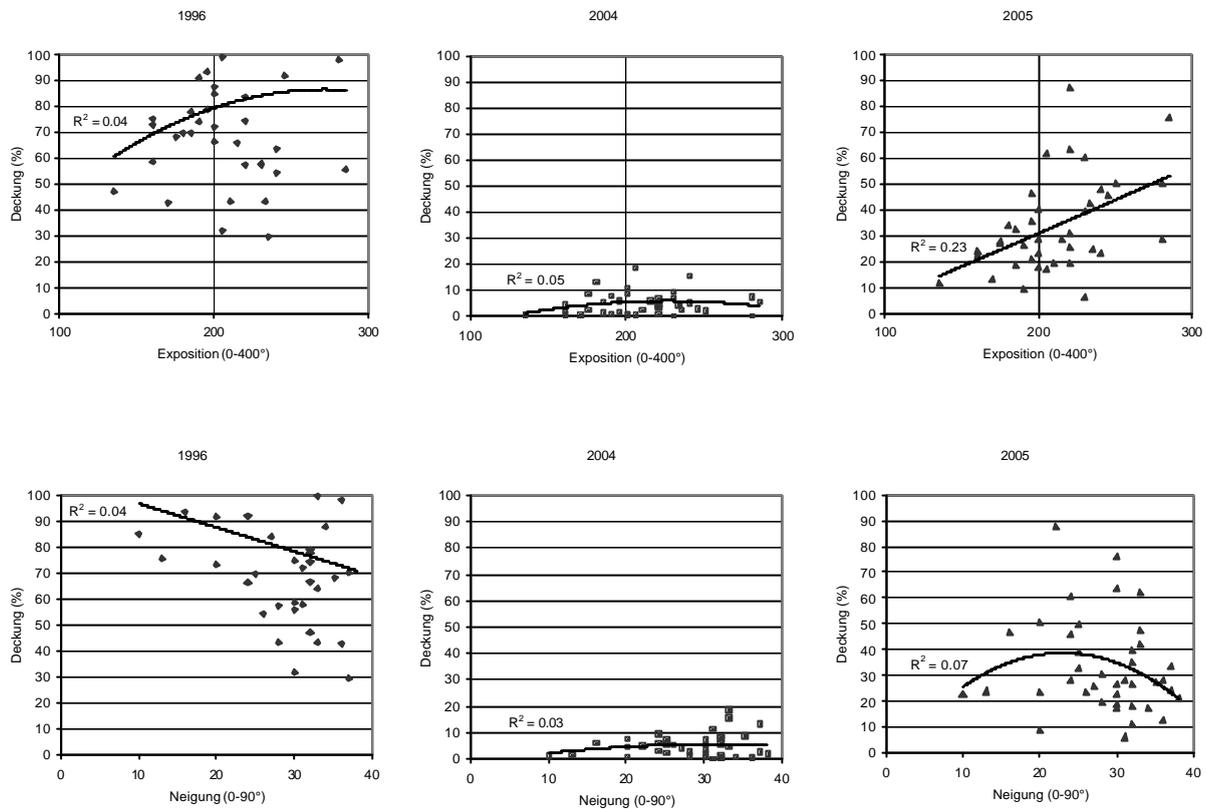


Abb. 3.3:

oben: Deckung (500 m²-Flächen) im Bezug zur Exposition. Daten von 1996 (links), 2004 (Mitte) und 2005 (rechts) mit quadratischer Regression; 100° = O; 200° = S; 300° = W; 1996: $y = -0.0014x^2 + 0.7651x - 16.81$; 2004 $y = -0.0006x^2 + 0.2562x - 23.088$; 2005: $y = 4E-05x^2 + 0.2445x - 19.305$.
 unten: Deckung (500 m²-Flächen) im Bezug zur Neigung. Daten von 1996 (links), 2004 (Mitte) und 2005 (rechts) mit quadratischer Regression; 1996: $y = -0.0003x^2 - 0.9071x + 105.75$; 2004: $y = -0.0065x^2 + 0.4299x - 1.5565$; 2005: $y = -0.0781x^2 + 3.5815x - 2.1826$.

Bei der Verwendung der Werte der Gesamtbedeckung anstelle der verwendeten Werte der summierten Artschätzungen aus den Jahren 2004 und 2005 ergaben sich im Bezug zu den Standortparametern Höhe, Exposition und Neigung ähnliche, beziehungsweise noch deutlichere Trends. Diese wiesen alle, bis auf den Deckungsgrad von 2004 im Bezug zur Höhe, einen noch höheren Korrelationskoeffizienten auf als die hier abgebildeten Diagramme mit den Werten der summierten Artschätzungen.

3.2 Artenvielfalt

3.2.1 Gesamtartenzahl und mittlere Artenzahl

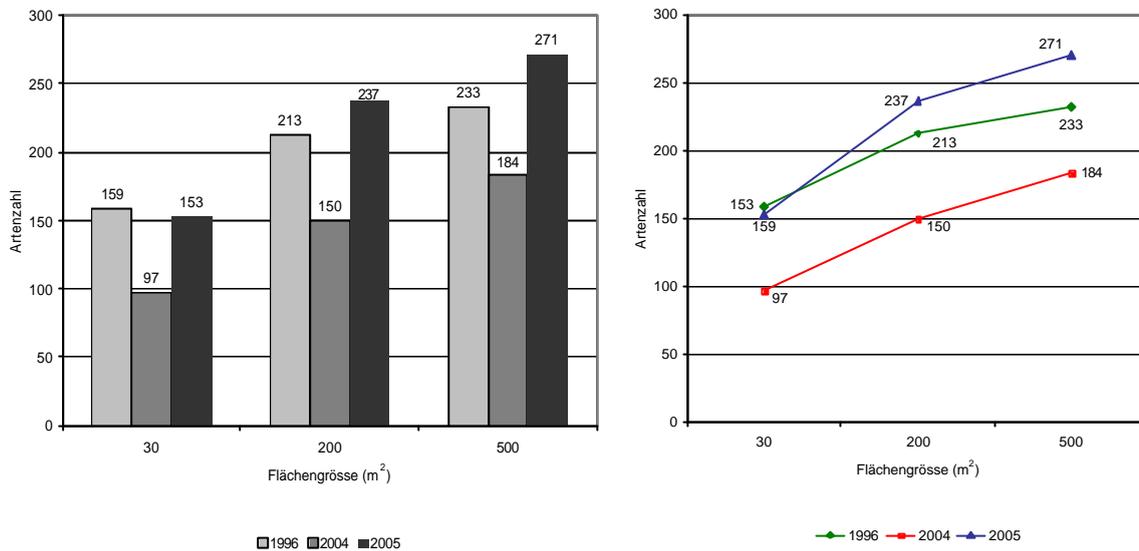


Abb. 3.4:
Gesamtartenzahl der Stichproben mit den Flächengrößen 30 m², 200 m² und 500 m² in den Jahren 1996, 2004 und 2005;
Darstellung links als Balkendiagramm, rechts als Liniendiagramm.

Die Gesamtartenzahl nahm grundsätzlich mit der Grösse der Fläche zu (Abb. 3.4). 2004 war die Artenzahl im Vergleich zu 1996 und 2005 jeweils am kleinsten. Auf den 30 m²-Flächen wurden 1996 noch wenige Arten mehr gezählt als 2005. Doch schon auf den 200 m²-Flächen wuchsen 2005 mehr Arten als 1996 und auf den 500 m²-Flächen nochmals mehr. Grundsätzlich war die Artenzahl im zweiten Jahr nach dem Brand schon wesentlich höher als vor dem Brand.

Die mittlere Artenzahl (Abb. 3.5) zeigte eine ähnliche Entwicklung wie die Gesamtartenzahl. 2005 wuchsen im Durchschnitt auf der gleichen Stichprobe ziemlich genau doppelt so viele Arten wie 2004. Auf den 200 m²- und 500 m²-Flächen hatte es 2005 mehr Arten als 1996 vor dem Brand, auf den 30 m²-Flächen noch etwas weniger.

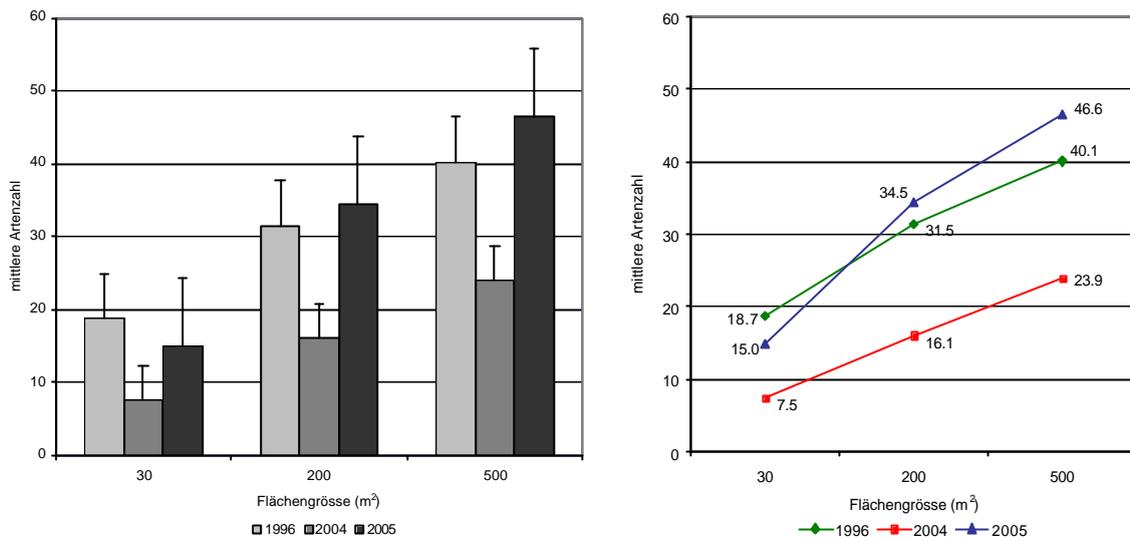


Abb. 3.5: Mittlere Artenzahl auf den Stichproben der Flächengröße 30 m², 200 m² und 500 m² in den Jahren 1996, 2004 und 2005; Darstellung links als Balkendiagramm (mit Standardfehlerabweichung), rechts als Liniendiagramm.

3.2.2 Artenzahl und Standortparameter Höhe, Exposition und Neigung

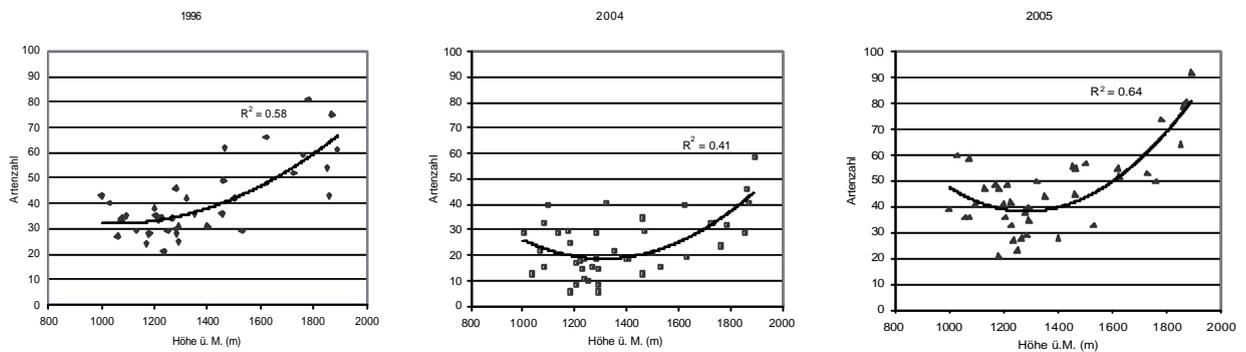


Abb. 3.6: Artenzahl im Bezug zur Höhe ü. M. auf den 500 m²-Flächen mit quadratischer Regression; 1996 (links): $y = 0.0001x^2 - 0.2994x + 230.13$; 2004 (Mitte): $y = 8E-05x^2 - 0.2035x + 151.83$; 2005 (rechts): $y = 5E-05x^2 - 0.1012x + 84.678$.

Die Artenzahl nahm sowohl vor dem Brand als auch nach dem Brand mit der Höhe zu (Abb. 3.6). Vor dem Brand war diese Zunahme der Arten mit der Höhe kontinuierlich steigend. Nach dem Brand lagen die Stichproben mit den geringsten Artenzahlen zwischen 1200 m und 1400 m. Unterhalb von 1200 m war die Artenzahl nur leicht höher, oberhalb von 1400 m aber markant höher.

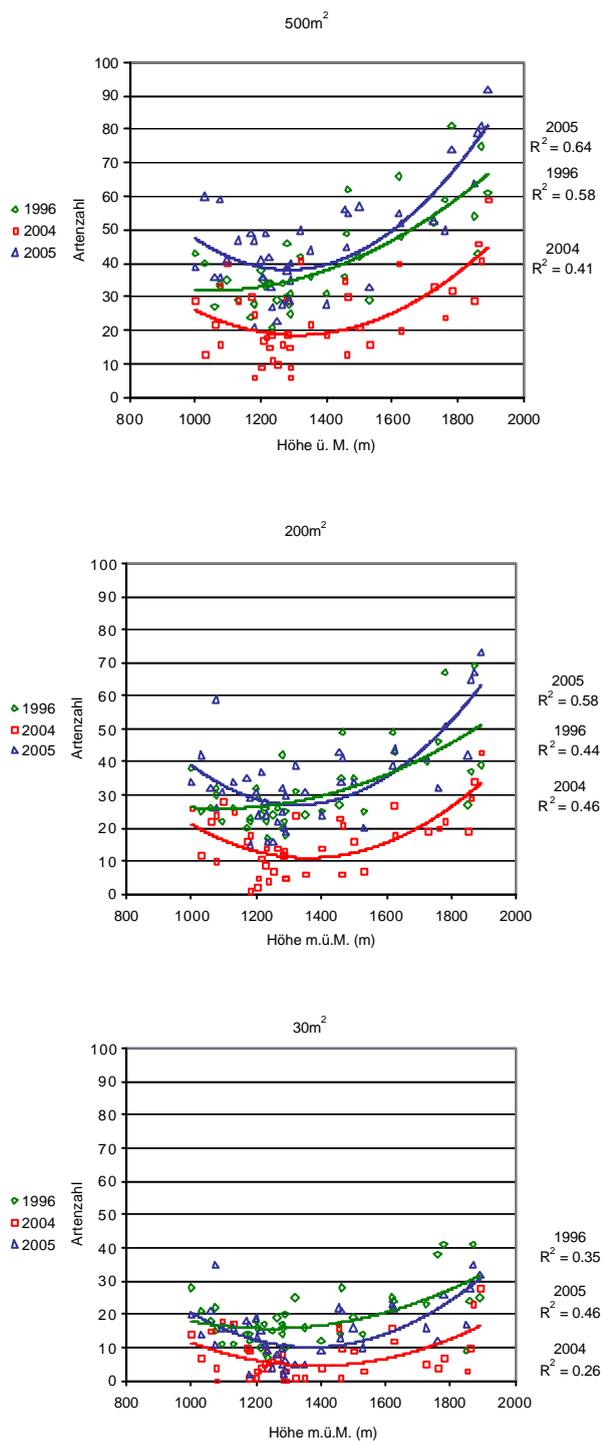


Abb. 3.7:
 Artenzahl im Bezug zur Höhe ü. M. mit quadratischer Regression;
 500 m²-Flächen (oben):
 1996: $y = 5E-05x^2 - 0.1012x + 84.678$;
 2004: $y = 8E-05x^2 - 0.2035x + 151.83$;
 2005: $y = 0.0001x^2 - 0.2994x + 230.13$;
 200 m²-Flächen (Mitte):
 1996: $y = 4E-05x^2 - 0.0854x + 72.274$;
 2004: $y = 8E-05x^2 - 0.2167x + 157.99$;
 2005: $y = 0.0001x^2 - 0.3x + 225.66$;
 30 m²-Flächen (unten):
 1996: $y = 4E-05x^2 - 0.094x + 73.941$;
 2004: $y = 5E-05x^2 - 0.1297x + 94.258$;
 2005: $y = 8E-05x^2 - 0.2085x + 152.78$.

Abb. 3.7 zeigt die Artenzahlen auf den verschiedenen grossen Flächen. Auf den 500 m²-Flächen war die Artenzahl im Jahr 2005 etwas höher als 1996 und wesentlich höher als 2004. Die Trendlinie von 2005 liegt immer höher als diejenige von 1996. Auf den 200 m²-Flächen liegt die Trendlinie von 2005 zwischen 1200 m und 1600 m unter derjenigen von 1996. In diesen mittleren Höhenlagen hatte es zwei Jahre nach dem Brand im Mittel auf 200 m² immer noch weniger Arten als vor dem Brand. Die

Trendlinie von 2005 auf den 30 m²-Flächen liegt unterhalb derjenigen von 1996. Die Artenzahl auf kleinem Raum (30 m²) war zwei Jahre nach dem Brand noch nicht so gross wie vor dem Brand. Auf grösseren Flächen war die Artenvielfalt nach zwei Jahren deutlich höher als vor dem Brand.

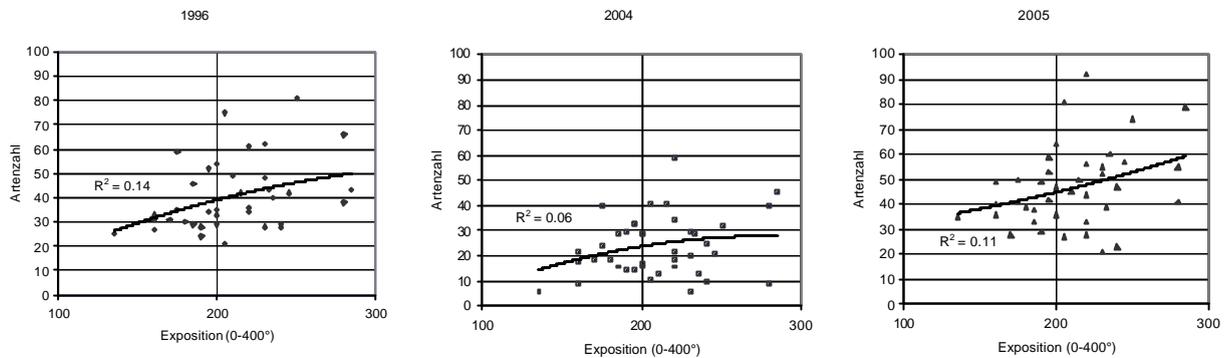


Abb. 3.8:
 Artenzahl im Bezug zur Exposition auf den 500 m²-Flächen mit quadratischer Regression;
 1996 (links): $y = -0.0005x^2 + 0.3555x - 13.124$; 2004 (Mitte): $y = -0.0006x^2 + 0.3566x - 22.218$;
 2005 (rechts): $y = 0.0003x^2 + 0.0384x + 26.438$.

Die Artenzahl im Bezug zur Exposition (Abb. 3.8) verhielt sich nicht so eindeutig wie die Artenzahl im Bezug zur Höhe. Tendenziell war die Artenvielfalt in den SO ausgerichteten Stichproben geringer als in den SW ausgerichteten. Diese Tendenz war sowohl vor dem Brand als auch nach dem Brand ersichtlich. Die aussagekräftigste Trendlinie mit dem besten Korrelationskoeffizienten ist diejenige von 1996. Vor dem Brand war die oben genannte Tendenz also am deutlichsten, ein Jahr nach dem Brand undeutlicher und zwei Jahre nach dem Brand wieder etwas klarer.

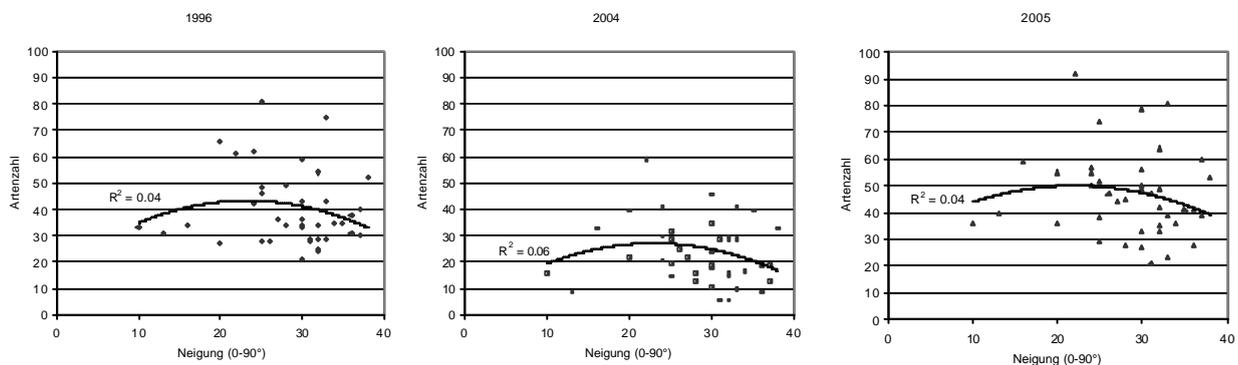


Abb. 3.9:
 Artenzahl im Bezug zur Neigung auf den 500 m²-Flächen mit quadratischer Regression;
 1996 (links): $y = -0.0475x^2 + 2.2118x + 17.501$; 2004 (Mitte): $y = -0.0455x^2 + 2.0914x + 3.085$;
 2005 (rechts): $y = -0.0423x^2 + 1.8571x + 29.628$.

Die Artenvielfalt im Bezug zur Neigung war in allen Erhebungen ähnlich (Abb. 3.9). Zwischen 20° und 25° Neigung war die Artenvielfalt jeweils am grössten. Flachere und steilere Flächen waren artenärmer. Die Trendlinien haben alle einen sehr kleinen Korrelationskoeffizienten, was auf einen undeutlichen Trend schliessen lässt.

3.2.3 Dominanz-Diversitätskurve

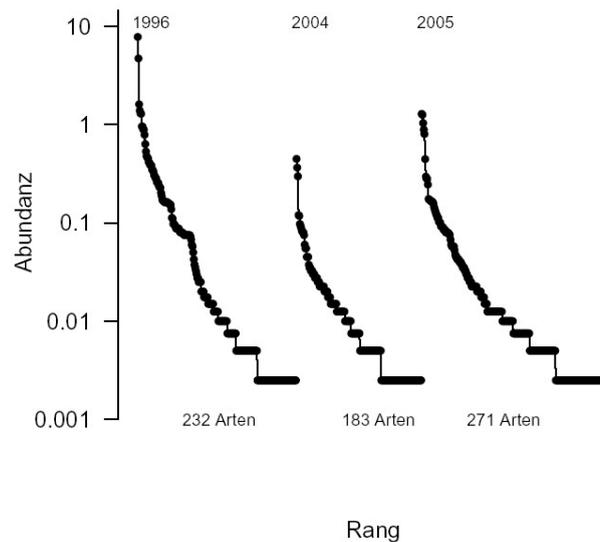


Abb. 3.10:
Dominanz-Diversitätskurve: Abundanz, als mittlerer Deckungsgrad einer Art, im Vergleich der Jahre 1996, 2004 und 2005 (500 m²-Flächen). Diagramm von T. Wohlgemuth.

Die Dominanz-Diversitätskurve zeigt das Verhältnis von Artenvielfalt und Abundanz (Abb. 3.10). Die Abundanz wurde aus der mittleren Deckung einer Art pro Aufnahmejahr errechnet. Im Jahr 1996 wurden maximale Dominanzen erreicht. Keine Art erreichte 2004 oder 2005 derart hohe Abundanzen. Die höchste Diversität erreichte die Vegetation im Jahr 2005.

3.3 Artenwechsel und ökologische Gruppen

3.3.1 Artenvielfalt und Deckung

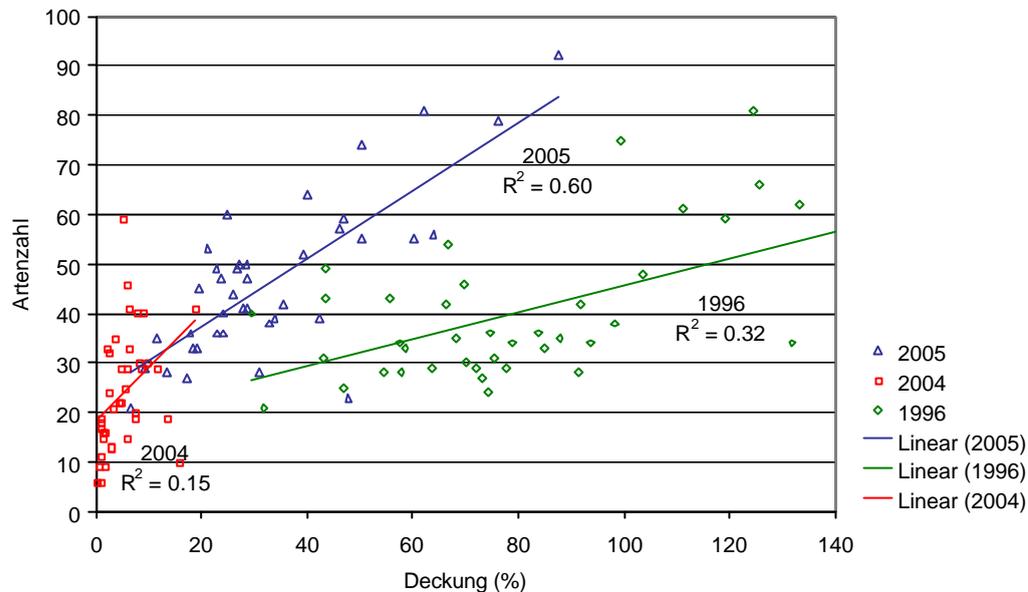


Abb. 3.11:
Artenzahl im Bezug zum Deckungsgrad. Daten von 1996, 2004 und 2005 mit linearer Regression (500 m²-Flächen).
1996: $y = 0.2729x + 18.341$; 2004: $y = 1.0614x + 18.505$; 2005: $y = 0.6822x + 23.795$.

Mit zunehmender Deckung stieg die Artenzahl (Abb. 3.11). Dies galt sowohl für die Vegetation vor dem Brand, als auch für jene nach dem Brand. Die Regressionsgerade ist 2004 am steilsten, 2005 schon flacher und 1996 am flachsten. Eine natürliche Sukzession verläuft genau nach diesem Muster. Ein Jahr nach dem Brand, 2004, siedelten sich 26 Unkraut- und Ruderalarten und 13 Pionierarten niederer Lagen an (Tab. 3.1). Sie waren mit wenigen Individuen vertreten und bedeckten nur einen geringen Anteil des Bodens. 2005, im zweiten Jahr nach dem Brand, konnten sich einerseits die Pioniere von 2004 weiter verbreiten, andererseits siedelten sich noch 20 neue Unkraut- und Ruderalarten und 11 neue Pionierarten an. Diese Erstbesiedler können sich enorm schnell verbreiten und vermehren, sind aber konkurrenzschwach (r-Strategen). Die Regressionsgerade von 1996 zeigt ein typisches Bild eines Klimaxstadiums, in dem wenige konkurrenzstarke Arten (K-Strategen) den Boden bedecken (Abb. 3.11). 1996 hatte es nur 12 Unkraut- und Ruderalarten und nur 13 Pionierarten, aber 75 typische Waldarten, 54 Gebirgsarten und 49 Arten trockener Wiesen.

Tab. 3.1:
Stetigkeitstabelle, geordnet nach ökologischen Gruppen (500 m²-Flächen; LANDOLT 1991).

		1	2	2		1	2	2
		9	0	0		9	0	0
		9	0	0		9	0	0
		6	4	5		6	4	5
Waldpflanzen								
Abies alba	W	III	.	+	I	.	r	
Acer campestre	W	I	.	r				
Acer pseudoplatanus	W	I	.	r	I	.	r	
Aconitum vulparia agg.	W				I	.	r	
Aegopodium podagraria	W	I	.	+				
Agropyron caninum	W	I	.	+				
Anthericum ramosum	W	I	.	+				
Arctostaphylos uva-ursi	W	IV	.	s	I	.	r	IV
Astragalus glycyphyllos	W				I	.	r	
Astragalus monspessulanus	W	II	.	+	II	.	r	II
Atropa belladonna	W				I	.	r	
Avenella flexuosa	W	I	.	1	I	.	r	
Berberis vulgaris	W	II	.	+	III	.	r	III
Betula pendula	W	I	.	r	I	.	r	II
Calamagrostis villosa	W	II	.	s	I	.	1	I
Carex alba	W	I	.	2				
Carex digitata	W	I	.	+				
Carex humilis	W	IV	.	s	II	.	r	I
Carex montana	W				I	.	+	
Carex ornithopoda	W	III	.	s	I	.	r	
Carlina vulgaris agg.	W	I	.	+				
Cephalanthera longifolia	W	II	.	+				
Cephalanthera rubra	W	II	.	+	I	.	r	I
Clematis vitalba	W	I	.	+				
Colutea arborescens	W				I	.	+	
Coronilla coronata	W				I	.	+	
Coronilla minima	W	I	.	r	I	.	r	I
Corylus avellana	W	III	.	r				
Cotoneaster integerrima	W	II	.	1	I	.	r	I
Cotoneaster tomentosus	W	II	.	+	I	.	r	I
Digitalis lutea	W				I	.	r	I
Dryopteris filix-mas	W	I	.	r				
Epipactis atrorubens	W	III	.	+	III	.	r	V
Epipactis helleborine agg.	W	I	.	+	II	.	r	II
Festuca heterophylla	W				I	.	+	
Fragaria vesca	W	IV	.	+	I	.	r	II
Fraxinus excelsior	W	I	.	r				
Galium rotundifolium	W	I	.	r	I	.	r	
Geranium bohemicum	W				I	.	r	
Geum urbanum	W				I	.	+	
Hepatica nobilis	W	II	.	+	I	.	r	I
Hieracium lachenalii	W				I	.	+	
Hieracium murorum Grp.	W	V	.	s	II	.	r	III
Hieracium pictum	W				I	.	r	
Hippocrepis emerus	W	II	.	+	I	.	r	II
Juniperus communis s.l.	W	III	.	+				
Knautia dipsacifolia	W				I	.	+	
Ligustrum vulgare	W	I	.	r				
Limodorum abortivum	W	I	.	r				
Lonicera xylosteum	W	II	.	r				
Luzula luzulina	W	I	.	+				
Luzula nivea	W	I	.	r				
Luzula sylvatica agg.	W	I	.	+	I	.	r	
Maianthemum bifolium	W	I	.	+				
Melampyrum pratense	W	IV	.	s				
Melampyrum sylvaticum	W	III	.	1	I	.	r	I
Melica nutans	W	I	.	2	I	.	r	I
Molinia arundinacea	W				I	.	r	I
Mycelis muralis	W	I	.	r				
Mvosotis sylvatica	W	I	.	+	I	.	r	I
Neottia nidus-avis	W	II	.	r				
Odontites viscosus	W	I	.	+				
Ononis rotundifolia	W	I	.	+	I	.	r	I
Orthilia secunda	W	II	.	+				
Peucedanum cervaria	W				I	.	r	I
Phyteuma spicatum	W	I	.	+	I	.	r	
Picea abies	W	V	.	s	I	.	r	II
Pinus sylvestris	W	IV	.	+				
Poa chaixii	W	II	.	+	I	.	+	I
Poa hybrida	W				I	.	r	I
Poa nemoralis	W				I	.	r	I
Populus alba	W				II	.	r	
Populus tremula	W	I	.	r	II	.	r	V
Prenanthes purpurea	W	I	.	+				
Prunus avium	W	I	.	r				
Pulmonaria mollis	W	I	.	+				
Pvrola chlorantha	W	II	.	+				
Quercus pubescens	W	IV	.	+	I	.	r	II
Ranunculus nemorosus agg.	W	II	.	+	I	.	r	I
Rhamnus cathartica	W							
Rubus caesius	W							
Rubus idaeus	W	III	.	+	II	.	r	IV
Rubus saxatilis	W	II	.	+	I	.	s	I
Salix caprea	W	I	.	r				
Sambucus nigra	W							
Sambucus racemosa	W	I	.	r	I	.	r	I
Saponaria ocymoides	W	IV	.	+	V	.	+	V
Senecio ovatus	W	I	.	r				
Solanum dulcamara	W				I	.	r	II
Solidago virgaurea s.l.	W	V	.	+	I	.	r	I
Sorbus aria	W	IV	.	+	I	.	r	I
Sorbus aucuparia	W	I	.	r				
Trifolium alpestre	W				I	.	r	I
Trifolium medium	W	I	.	1	I	.	r	I
Vaccinium myrtillus	W	I	.	1	I	.	r	I
Vaccinium vitis-idaea	W	I	.	1				
Veronica officinalis	W	I	.	+	I	.	r	II
Viburnum lantana	W	I	.	r	I	.	r	I
Viola collina	W							
Viola reichenbachiana	W							
Unkraut- und Ruderalpflanzen								
Amaranthus retroflexus	U				I	.	r	I
Arenaria leptoclados	U				I	.	r	I
Arenaria serpyllifolia agg.	U	I	.	+	I	.	r	II
Artemisia absinthium	U				I	.	r	I
Artemisia vulgaris	U							
Blitum virgatum	U				I	.	r	III
Capsella bursa-pastoris	U							
Cerastium fontanum vulgare	U							
Chaenorrhinum minus	U				II	.	r	III
Chenopodium album	U				II	.	r	IV
Chenopodium bonus-henricus	U							
Chenopodium hybridum	U							
Cirsium arvense	U	II	.	+	II	.	r	IV
Cirsium vulgare	U							
Epilobium collinum	U							
Epilobium montanum	U	I	.	r	I	.	r	I
Erophila verna agg.	U							
Fallopia convolvulus	U				I	.	r	I
Filago arvensis	U	I	.	+				
Galeopsis ladanum	U				I	.	r	II
Galeopsis tetrahit	U	I	.	r	II	.	r	II
Galium aparine	U				I	.	r	I
Geranium pyrenaicum	U	I	.	+	I	.	r	I
Geranium robertianum s.l.	U	I	.	+				
Geranium rotundifolium	U							
Isatis tinctoria	U							
Laopula squarrosa	U							
Malva neglecta	U							
Poa compressa	U							
Polygonum aviculare agg.	U							
Potentilla reptans	U	I	.	1				
Reseda lutea	U	I	.	+	II	.	r	II
Senecio viscosus	U	I	.	r				
Senecio vulgaris	U							
Setaria verticillata	U							
Setaria viridis	U							
Sinapis alba	U							
Sinapis arvensis	U							
Solanum nigrum	U							
Sonchus arvensis s.l.	U							
Sonchus asper	U							
Sonchus oleraceus	U							
Stellaria media agg.	U							
Telephium imperati	U	I	.	r				
Torilis arvensis	U							
Tragopogon dubius	U							
Trifolium hybridum	U							
Urtica dioica	U	I	.	r	I	.	r	I
Verbascum thapsus s.l.	U							
Pflanzen trockener Wiesen								
Achillea millefolium agg.	T	I	.	+	I	.	r	II
Acinos arvensis	T	I	.	+				

		1	2	2		1	2	2
		9	0	0		9	0	0
		9	0	0		9	0	0
		6	4	5		6	4	5
Ajuga genevensis	T	I	r			P		II
Alyssum alyssoides	T			I	+	P	I	r
Anthericum liliago	T	I	r			P		III
Anthyllis vulneraria s.l.	T	I	+	I	r	P		
Arabis hirsuta agg.	T			I	r	P		
Asperula cynanchica	T	I	+			P	I	r
Brachypodium pinnatum agg.	T			II	+	P		
Brachypodium rupestre	T	II	s			P	IV	+
Briza media	T	I	1			P		
Bromus erectus s.l.	T			I	+	P		
Campanula rotundifolia	T	IV	+	V	r	P		
Carex halleriana	T	I	+			P		
Centaurea scabiosa s.l.	T	I	+	I	+	P		
Clinopodium vulgare	T	I	+	I	r	P		
Daucus carota	T	I	r			P		
Dianthus carthusianorum s.l.	T	I	r			P		
Echium vulgare	T			I	r	P		
Euphorbia cyparissias	T	V	s	V	+	P	I	+
Festuca ovina agg.	T	I	r			P		
Festuca valesiaca s.l.	T	I	1	I	r			
Globularia punctata	T	I	+					
Helianthemum nummularium s.l.	T	III	s	III	r	K		
Hieracium lactucella	T			I	r	K		
Hieracium pilosella Grp.	T	I	+	I	r			
Himantoglossum hircinum	T	I	r			F	II	s
Hippocrepis comosa	T	III	s	II	r	F		
Hypericum perforatum	T	I	r			F		
Juniperus sabina	T	I	+			F		
Lactuca perennis	T	I	r			F	I	1
Lactuca serriola	T			I	r	F		
Linum tenuifolium	T	I	r			F	I	+
Lotus corniculatus agg.	T	III	+	IV	r	F		
Luzula campestris	T			I	r	F		
Melica ciliata	T	I	+	I	r	F		
Minuartia rubra	T			I	r	F		
Ononis pusilla	T	I	r			F		
Ononis repens	T	I	+	I	r	F		
Origanum vulgare	T	I	+			F		
Peucedanum oreoselinum	T	I	+	II	r	F		
Phyteuma betonicifolium	T	I	+	I	r	F		
Pimpinella saxifraga agg.	T			I	r	F		
Polygala vulgaris s.l.	T	I	+			F		
Polygonatum odoratum	T	I	r			F		
Potentilla neumanniana	T	I	+			F		
Potentilla pusilla	T	I	+	I	r	F		
Prunella grandiflora	T	II	1	I	r	F		
Pulsatilla montana	T			I	r	F		
Rosa caesia agg.	T			I	r	F		
Sanguisorba minor s.l.	T	II	+	II	r	F		
Securigera varia	T	I	+	II	r	F		
Sedum montanum	T	I	+					
Silene nutans s.l.	T	IV	+	II	r	B		
Silene vulgaris s.l.	T	I	+	I	r	B		
Stachys recta s.l.	T	I	+	I	r	B		
Stipa pennata agg.	T	I	+			B		
Teucrium chamaedrys	T	IV	1	III	+	B		
Teucrium montanum	T	I	+	I	+	B		
Thlaspi perfoliatum	T	I	+			B		
Thymus serpyllum agg.	T	III	s	I	r	B		
Verbascum lychnitis	T			I	r	B		
Sumpfpflanzen								
Carex flacca	S	I	+			B		
Epilobium hirsutum	S					B		
Epilobium palustre	S					B		
Epilobium parviflorum	S			II	+	B		
Festuca arundinacea s.l.	S					B		
Galium verum s.l.	S	I	+	II	r	B		
Gymnadenia conopsea	S	I	+			B		
Hypericum maculatum s.l.	S					B		
Linum catharticum	S					B		
Molinia caerulea	S	I	1			B		
Rhinanthus alectorolophus	S	I	+			B		
Trollius europaeus	S	I	+			B		
Pionierpflanzen niederer Lagen								
Achnatherum calamagrostis	P	I	+	I	+	B		
Agrostis gigantea	P	I	1			B		
Amelanchier ovalis	P	II	+	I	r	B		
Arabis nova	P					B		
Asplenium ruta-muraria	P	I	r			B		
Asplenium viride	P	I	+			B		
Calamagrostis epigejos	P					B		
Calamagrostis varia	P	III	s	IV	+	B		
Campanula rapunculoides	P					B		
Conyza canadensis	P							
Epilobium angustifolium	P	I	r	III	r			
Epilobium dodonaei	P							
Erigeron acer s.l.	P							
Erucastrum nasturtifolium	P							
Euphorbia seguieriana	P	I	r					
Galeopsis angustifolia	P							
Galium lucidum	P	IV	+	I	r			
Hieracium glaucum	P							
Hieracium staticifolium	P							
Ononis natix	P							
Polypodium vulgare	P	I	r					
Salix purpurea s.l.	P	I	r					
Scleranthus perennis	P							
Sedum acre	P							
Sedum album	P	I	+	I	r			
Sedum dasyphyllum	P							
Tussilago farfara	P	I	+	I	r			
Viola rupestris	P			II	r			
Kulturpflanze								
Brassica napus	K							
Triticum dicoccon	K							
Fettwiesepflanzen								
Agrostis capillaris	F	II	s	I	r			
Anthoxanthum odoratum agg.	F	I	+					
Bellis perennis	F							
Bromus hordeaceus	F							
Dactylis glomerata	F							
Festuca rubra s.l.	F	I	1	II	r			
Galium album	F							
Heracleum sphondylium s.l.	F	I	+	I	r			
Knautia arvensis	F			II	r			
Lathyrus pratensis	F	I	+	II	r			
Leontodon hispidus s.l.	F	I	r					
Lolium perenne	F							
Medicago lupulina	F							
Medicago sativa	F							
Pastinaca sativa s.l.	F	I	r					
Phleum pratense agg.	F							
Pimpinella maior	F							
Plantago lanceolata	F	I	r					
Poa pratensis agg.	F	I	+					
Poa trivialis s.l.	F							
Prunella vulgaris	F	I	+					
Taraxacum officinale agg.	F	I	r	II	r			
Trifolium dubium	F	I	1					
Trifolium pratense s.l.	F	I	+	I	r			
Trifolium repens	F	I	+	I	r			
Veronica chamaedrys	F	I	+	I	r			
Gebirgspflanzen								
Acinos alpinus	B	I	+	I	r			
Ajuga pyramidalis	B	I	r					
Alchemilla conjuncta agg.	B							
Alchemilla splendens agg.	B							
Aquilegia atrata	B	I	+	I	r			
Arabis ciliata	B							
Aster alpinus	B	I	+					
Aster bellidiastrum	B	I	+					
Biscutella laevigata	B	I	r					
Botrychium lunaria	B	I	r					
Campanula barbata	B	I	+	I	r			
Campanula cochlearifolia	B	I	+	I	+			
Campanula rhomboidalis	B	I	+					
Campanula scheuchzeri	B							
Carduus defloratus s.l.	B	III	+	I	r			
Carlina acaulis	B	I	r					
Cerastium alpinum s.l.	B	I	+					
Cerastium arvense s.l.	B	I	+	I	+			
Chaerophyllum hirsutum agg.	B	II	1	I	r			
Chaerophyllum villarsii	B							
Cirsium acaule	B	II	+	I	r			
Cirsium eriophorum s.l.	B	I	r					
Crepis conyzifolia	B	I	+					
Cuscuta epithymum	B	I	+	I	r			
Dianthus sylvestris	B							
Erigeron alpinus	B	I	+					
Erysimum rhaeticum	B	I	r					
Galium anisophyllum	B	II	+	I	r			
Gentiana campestris	B	I	r					
Geranium rivulare	B							
Geranium sylvaticum	B	I	s	I	r			
Globularia cordifolia	B	I	+	I	r			
Hieracium bifidum	B							

					1	2	2						1	2	2
					9	0	0					9	0	0	
					9	0	0					9	0	0	
					6	4	5					6	4	5	
Hieracium prenanthoides	B	I	.	+				I	.	+					
Homogyne alpina	B	I	.	r											
Juniperus communis nana	B	I	.	+											
Kernera saxatilis	B	I	.	r											
Larix decidua	B	III	.	+				I	.	+					
Laserpitium gaudinii	B				I	.	r								
Laserpitium latifolium	B	II	.	s	II	.	r	II	.	+					
Laserpitium siler	B	II	.	s	II	.	r	III	.	s					
Leucanthemum adustum	B	III	.	+	II	.	r	III	.	+					
Peucedanum ostruthium	B				I	.	r								
Phyteuma orbiculare	B	I	.	+				I	.	+					
Plantago atrata	B	I	.	r	I	.	r	I	.	+					
Poa alpina	B	I	.	+											
Poa supina	B	I	.	r											
Polygala alpestris	B							I	.	r					
Polygala chamaebuxus	B	V	.	+	III	.	r	III	.	+					
Potentilla aurea	B	I	.	+	I	.	r								
Potentilla crantzii	B	I	.	+				I	.	+					
Potentilla grandiflora	B	I	.	+											
Pulmonaria australis	B				I	.	r								
Pulsatilla alpina s.l.	B	I	.	+	I	.	r	I	.	+					
Rhamnus alpina	B	I	.	r											
Rosa pendulina	B							I	.	+					
Salix appendiculata	B				II	.	r	IV	.	+					
Saxifraga paniculata	B	I	.	+											
Sedum alpestre	B	I	.	1											
Sedum annuum	B	I	.	r											
Sempervivum montanum	B	I	.	+											
Sempervivum tectorum s.l.	B	I	.	r											
Senecio doronicum	B	I	.	r	I	.	r	I	.	+					
Sesleria caerulea	B	I	.	r											
Silene rupestris	B	I	.	+											
Thesium alpinum	B	II	.	+											
Trifolium badium	B														
Valeriana tripteris	B	II	.	+	I	.	r	I	.	+					
Veronica fruticulosa	B														
Viola biflora	B							I	.	r					
keine Oekogruppen Zuordnung															
Alchemilla spec.	0	I	.	+	I	.	r	I	.	+					
Arabis spec.	0	II	.	+											
Carex spec.	0												IV	.	+
Euphrasia spec.	0	I	.	+											
Festuca spec.	0														
Knautia spec.	0	III	.	+	I	.	r								
Orobanch spec.	0	I	.	r											
Poa spec.	0														
Rosa spec.	0	II	.	r	II	.	r	II	.	s					
Rubus spec.	0	I	.	+	III	.	s								
Sedum spec.	0														
Stipa spec.	0														
Verbascum spec.	0	I	.	r	II	.	r	III	.	+					
Viola spec.	0	I	.	+	I	.	r								

3.3.2 Neue und alte Arten

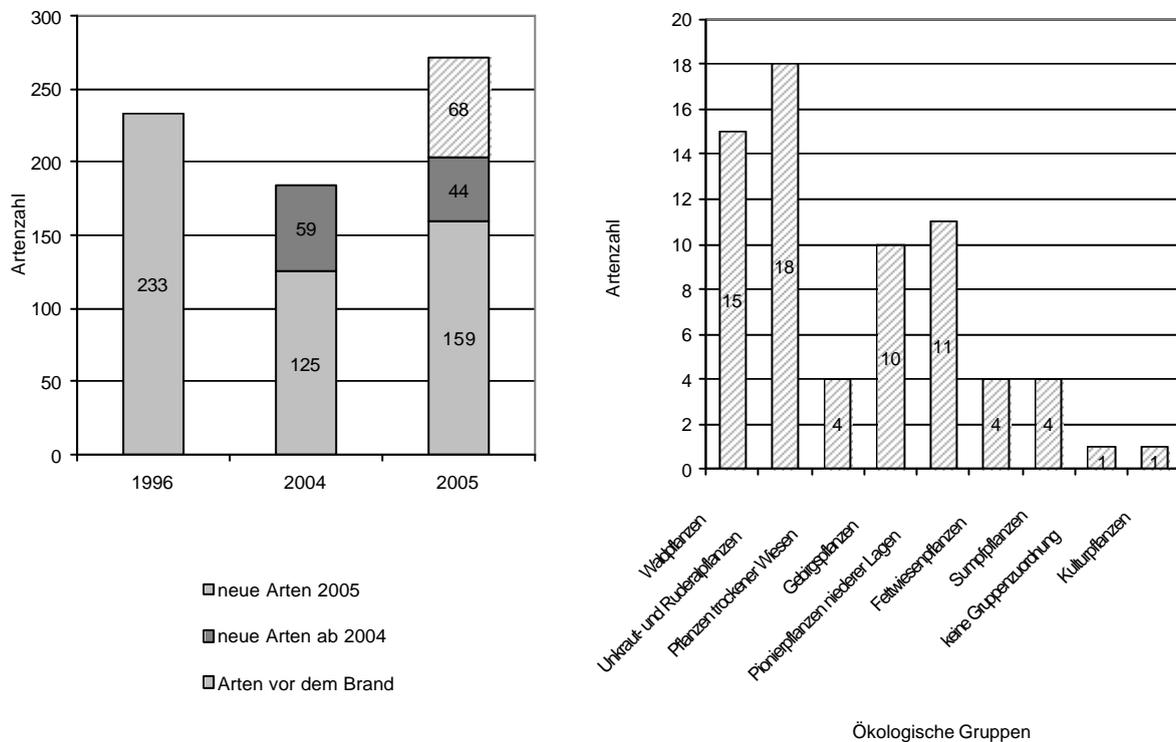


Abb. 3.12: links: Anzahl neue und alte Arten im Vergleich der Jahre 1996, 2004 und 2005; rechts: Die 68 neuen Arten von 2005 aufgeteilt nach ihren ökologischen Gruppen (LANDOLT 1991).

Tab. 3.2:
Die 68 neuen Arten von 2005 nach ökologischen
Gruppen (LANDOLT 1991) geordnet.

Waldpflanzen	Gebirgspflanzen
Aconitum vulparia agg.	Alchemilla splendens agg.
Astragalus glycyphyllos	Arabis ciliata
Atropa belladonna	Campanula scheuchzeri
Carex montana	Dianthus sylvestris
Colutea arborescens	Geranium rivulare
Coronilla coronata	Hieracium bifidum
Festuca heterophylla	Polvaala alpestris
Geum urbanum	Rosa pendulina
Hieracium lachenalii	Trifolium badium
Hieracium pictum	Veronica fruticulosa
Populus alba	
Rhamnus cathartica	Pionierpflanzen niederer Lagen
Sambucus nigra	Arabis nova
Viola collina	Calamaacrostis epioeios
Viola reichenbachiana	Epilobium dodonaei
	Erigeron acer s.l.
Unkraut- und Ruderalpflanzen	Erucastrum nasturtiifolium
Artemisia vulgaris	Hieracium olaucum
Capsella bursa-pastoris	Hieracium staticifolium
Cerastium fontanum vulgare	Ononis natrix
Chenopodium bonus-henricus	Scleranthus perennis
Epilobium collinum	Sedum acre
Erophila verna agg.	Sedum dasyphyllum
Geranium rotundifolium	
Isatis tinctoria	Fettwiesenspflanzen
Lappula squarrosa	Bellis perennis
Polygonum aviculare agg.	Bromus hordeaceus
Setaria verticillata	Medicago sativa
Setaria viridis	Pimpinella major
Solanum nigrum	
Sonchus oleraceus	Sumpfpflanzen
Stellaria media agg.	Epilobium hirsutum
Torilis arvensis	Epilobium palustre
Tragopogon dubius	Epilobium parviflorum
Trifolium hybridum	Festuca arundinacea s.l.
Pflanzen trockener Wiesen	keine Gruppenzuordnung
Alyssum alyssoides	Stipa spec.
Bromus erectus s.l.	
Hieracium lactucella	Kulturpflanzen
Luzula campestris	Triticum dicoccon

2005 wurden 68 Arten das erste Mal bestimmt (Abb. 3.12 und Tab. 3.2). Diese waren weder vor dem Brand noch ein Jahr nach dem Brand anwesend. 18 Arten waren Unkraut- und Ruderalpflanzen. Davon kamen *Sonchus oleraceus* und *Tragopogon dubius* schon in mehr als 20 % der Flächen vor (Tab. 3.1). 15 neue Arten waren Waldpflanzen, 11 Arten waren Pionierpflanzen niederer Lagen und 10 Arten Gebirgspflanzen.

Von den 59 Arten, welche im ersten Jahr nach dem Brand das erste Mal auftauchten, sind 44 Arten im Jahr 2005 immer noch anwesend (Abb. 3.12, links). 15 Arten sind innerhalb der Stichprobenflächen verschwunden oder wurden evt. anders bestimmt. Sie kamen alle im Jahr 2004 sehr selten oder sogar nur einmal vor. Von den ursprünglichen Arten, welche vor dem Brand wuchsen, sind 2005 159 Arten bestimmt worden. Dies sind 34 Arten mehr als noch ein Jahr zuvor.

3.3.3 Ökologische Gruppen: Artenzahlen und Deckungen

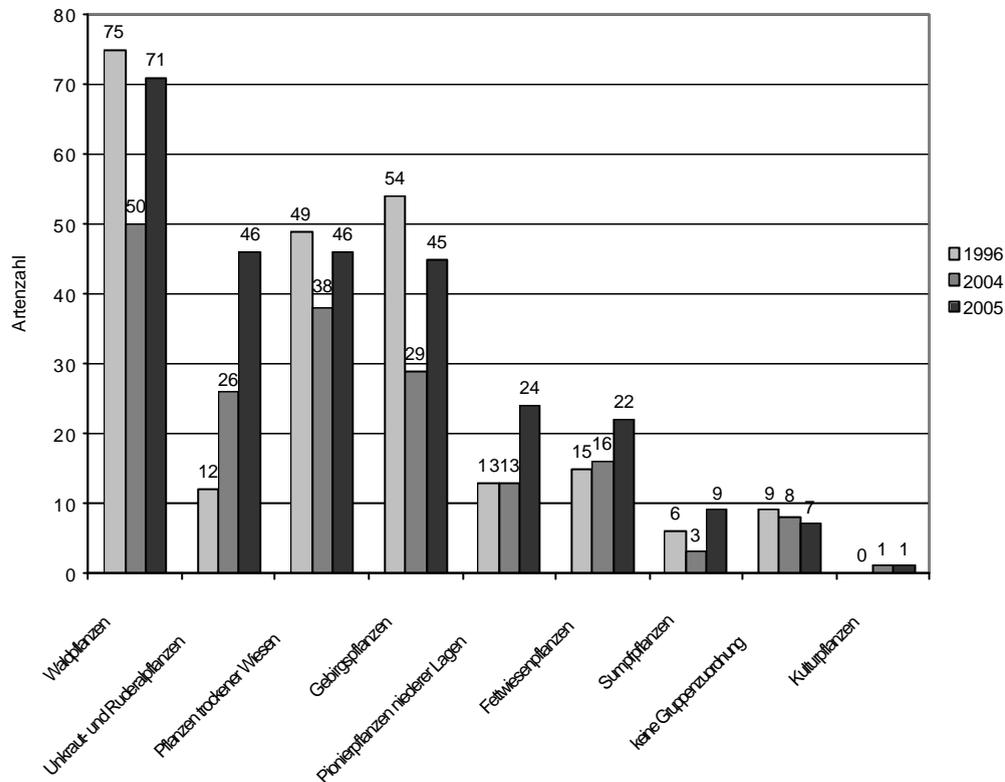


Abb. 3.13:
Artenzahl der ökologischen Gruppen (LANDOLT 1991) in den Jahren 1996, 2004 und 2005.

Jede ökologische Gruppe war 2005 mit mehr Arten vertreten als noch 2004 (Abb. 3.13). 2005 gehörten 71 Arten zur Gruppe der Waldpflanzen, je 46 zu den Unkraut- und Ruderalpflanzen und den Pflanzen trockener Wiesen und 45 zu den Gebirgspflanzen. Die restlichen Gruppen waren mit weniger Arten vertreten. Die Zahl der Waldarten erreichte 2005 schon fast wieder die Anzahl von 1996. Die Unkraut- und Ruderalpflanzen hatten durch den Brand markant an Arten zugelegt: 12 Arten wurden vor dem Brand bestimmt, schon 26 Arten ein Jahr nach dem Brand und 46 Arten im zweiten Jahr nach dem Brand. Die Pflanzen trockener Wiesen waren in allen Jahren gut vertreten. Sie traten 1996 mit 49 Arten auf, 2004 mit 38 Arten und 2005 mit 46 Arten. Schon ein Jahr nach dem Brand siedelten sie sich wieder mit grosser Artenvielfalt an und legten im zweiten Jahr nochmals etwas zu. Die Gebirgspflanzen waren vor dem Brand mit 54 Arten vertreten, im ersten Jahr nach dem Brand mit 29 Arten und im zweiten Jahr nach dem Brand mit 45 Arten. Pionierpflanzen niederer Lagen, Fettwiesenpflanzen und Sumpfpflanzen waren schon immer selten, ihre höchste Artenzahl erreichten sie im Jahr 2005.

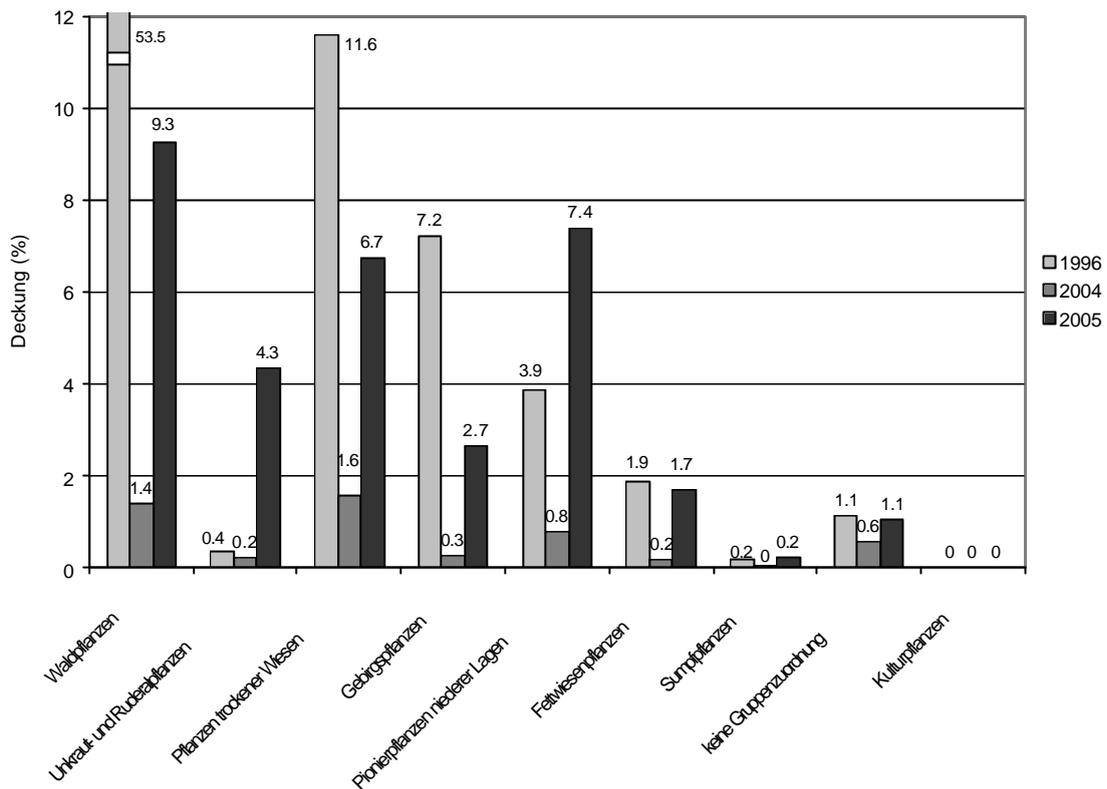


Abb. 3.14: Deckung der ökologischen Gruppen (LANDOLT 1991) in den Jahren 1996, 2004 und 2005.

Die Arten, welche 2005 die höchste Deckung aufwiesen (Abb. 3.14), gehörten zu den Gruppen der Waldpflanzen (9.3 %), der Pionierpflanzen niederer Lagen (7.4 %), der Pflanzen trockener Wiesen (6.7 %) und der Unkraut- und Ruderalpflanzen (4.3 %). Im Vergleich zu Abb. 3.13, wo nur die reine Artenzahl verglichen wird (Präsenz/Absenz) zeigt Abb. 3.14, welche ökologischen Gruppen sich stark ausgebreitet haben. Im Vergleich zu den Waldpflanzen, die 2005 sowohl mit hoher Artenzahl (71 Arten) als auch mit relativ hoher Deckung (9.3 %) vertreten waren, zeigten die Pionierpflanzen niederer Lagen ein ganz anderes Verhalten. Sie traten nur mit wenigen Arten auf (11 Arten), welche aber einen relativ hohen Deckungsgrad (7.4 %) aufwiesen. Die drei Pionierarten *Calamagrostis varia*, *Conyza canadensis* und *Epilobium angustifolium* waren weit verbreitet und trugen wesentlich zum hohen Deckungsgrad dieser ökologischen Gruppe bei. Die Unkraut- und Ruderalpflanzen sowie die Pflanzen trockener Wiesen waren 2005 sowohl mit recht hoher Artenzahl (je 46 Arten), als auch mit relativ hoher Deckung (4.3 % bzw. 6.7 %) vertreten. Die Gebirgspflanzen waren mit vielen Arten (45) aber mittlerem Deckungsgrad (2.7 %) weniger häufig.

Im Jahr 2005 haben sich, im Vergleich zum Jahr 2004, Arten aller ökologischen Gruppen stark ausgebreitet, am stärksten die Arten der Wald-, Pionier- und der Unkraut- und Ruderalpflanzen.

Die ökologische Gruppe der Unkraut- und Ruderalpflanzen und die Pionierpflanzen bedecken 2005 grössere Flächen als 1996 vor dem Brand.

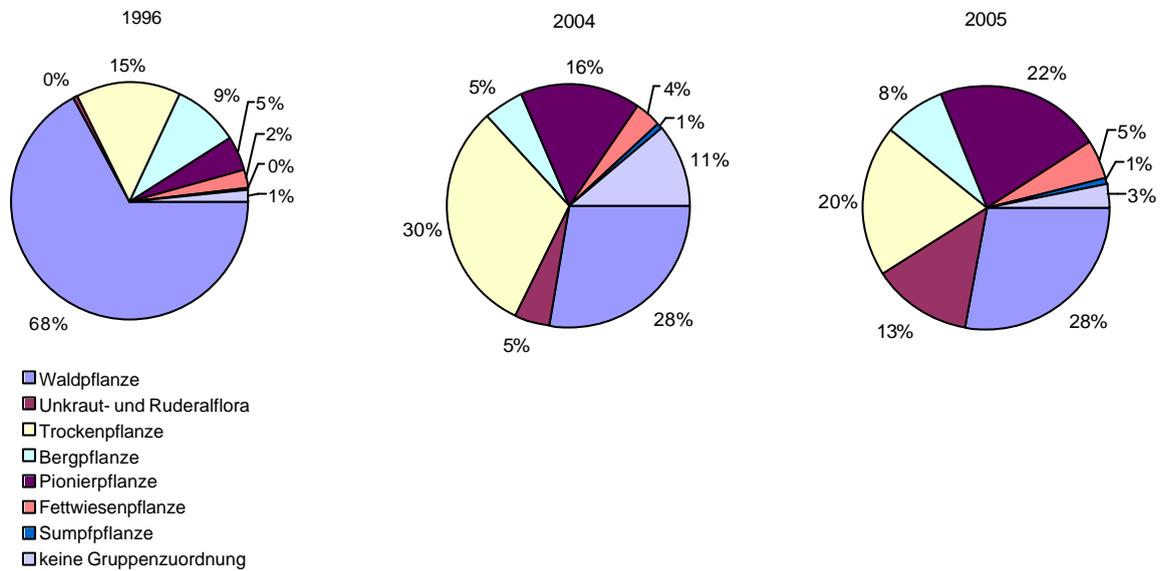
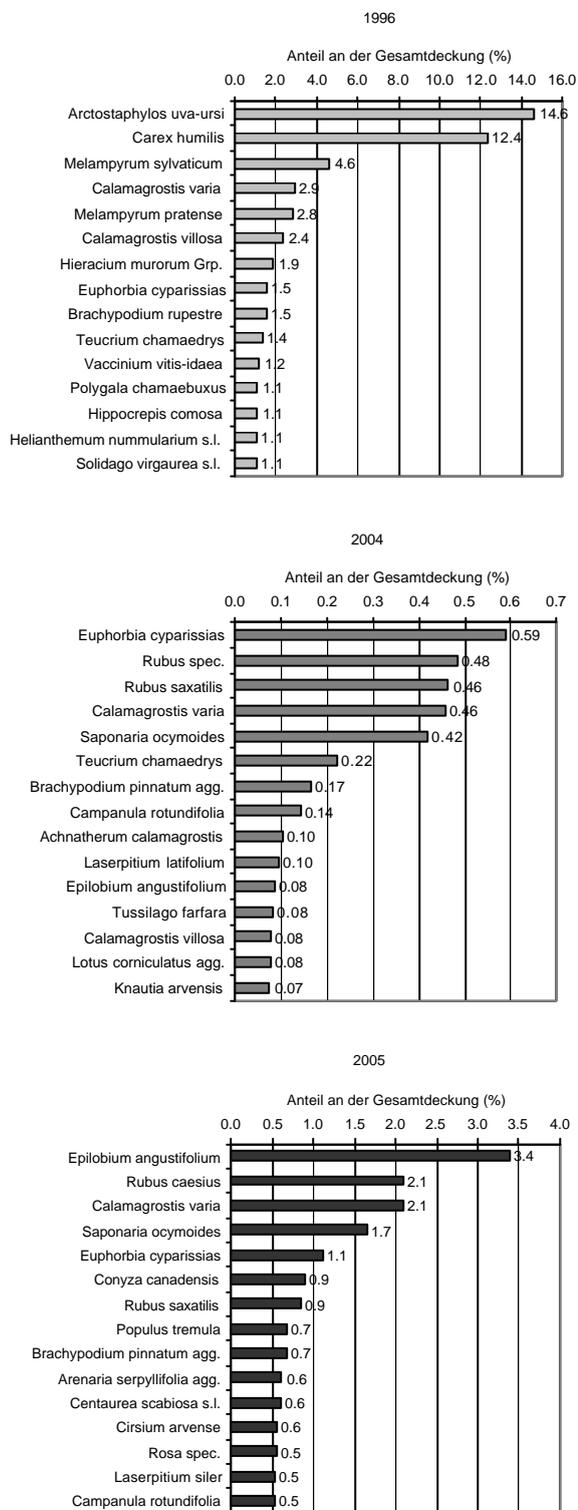


Abb. 3.15:
Ökologische Gruppen (LANDOLT 1991) und ihr Anteil an der Deckung in % in den Jahren 1996 (links), 2004 (Mitte) und 2005 (rechts).

Abb. 3.15 verdeutlicht, wie sich der Anteil (bezüglich Deckungsgrad) der ökologischen Gruppen nach dem Brand verändert hat. Vor dem Brand 1996 waren die Waldpflanzen stark ausgebreitet. Nach dem Brand sank ihr Anteil an der Gesamtdeckung und andere Arten siedelten sich an. Im ersten Jahr nach dem Brand waren dies vor allem Arten trockener Wiesen. Im zweiten Jahr waren die ökologischen Gruppen gleichmässiger vertreten. Neben den Wald- und Pionierpflanzen bedeckten die Pflanzen trockener Wiesen und die Unkraut- und Ruderalpflanzen ebenfalls grössere Flächen.

3.3.4 Arten mit höchster Abundanz



Vor dem Brand wies *Arctostaphylos uva-ursi* mit 14.6 % den höchsten Deckungsgrad auf, gefolgt von *Carex humilis* mit 12.4 % und *Melampyrum sylvaticum* mit 4.6 % (Abb. 3.16). Ein Jahr nach dem Brand waren die einzelnen Abundanzen erst sehr klein. *Euphorbia cyparissias* bedeckte 0.59 % des Bodens, *Rubus spec.* 0.48 %, *Rubus saxatilis* und *Calamagrostis varia* je 0.46 % und *Saponaria ocymoides* 0.42 %. Im zweiten Jahr nach dem Brand erreichte *Epilobium angustifolium* mit 3.4 % den höchsten Deckungsgrad, gefolgt von *Rubus caesius* (wurde 2004 wahrscheinlich als *Rubus spec.* bestimmt) und *Calamagrostis varia* je mit 2.1 %, *Saponaria ocymoides* mit 1.7 % und *Euphorbia cyparissias* mit 1.1 %.

2005, im zweiten Jahr nach dem Brand breitete sich *Epilobium angustifolium* am stärksten aus, gefolgt von *Calamagrostis varia*, *Rubus caesius*, *Saponaria ocymoides* und *Conyza canadensis* (Abb. 3.17). Auch die Pioniergehölze *Populus tremula* und *Salix appendiculata* vermehrten sich innerhalb eines Jahres stark.

Abb. 3.16: Die 15 Arten mit der höchsten Abundanz von 1996 (oben), 2004 (Mitte) und 2005 (unten).

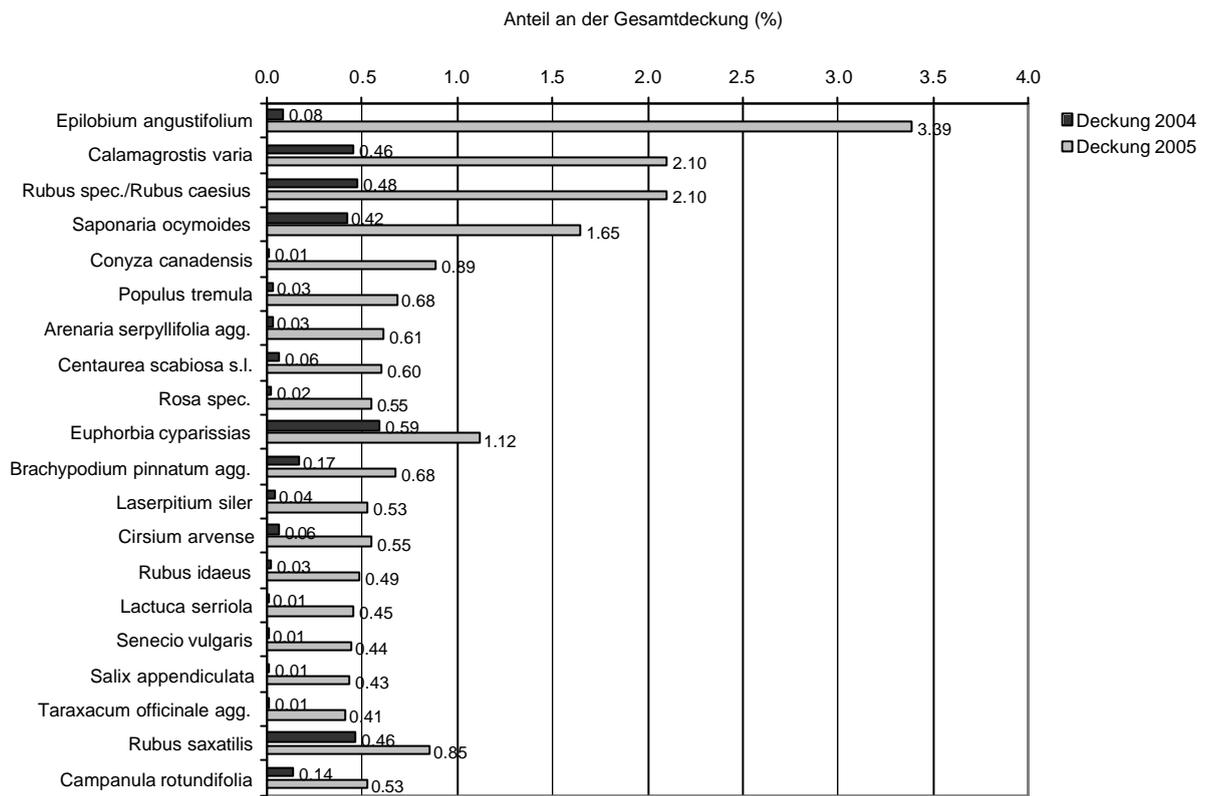


Abb. 3.17:
Die 20 Arten mit der höchsten Abundanzzunahme von 2004 zu 2005, geordnet nach Grösse der Zunahme von oben nach unten.

3.4 Ähnlichkeiten der Stichproben

3.4.1 Ähnlichkeiten der Stichproben als Van der Maarels-Koeffizient

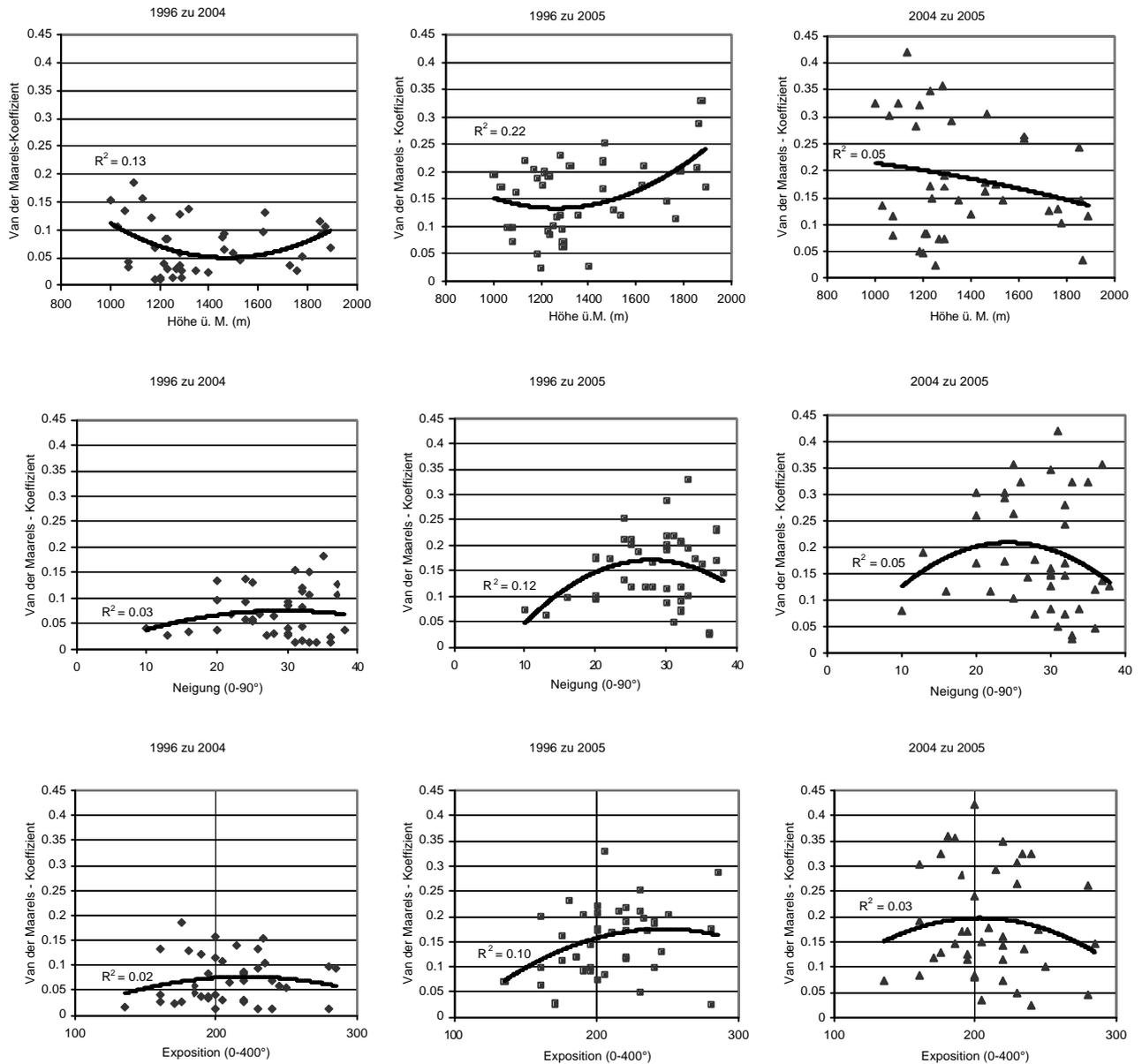


Abb. 3.18:
Ähnlichkeiten der Stichproben (500 m²) als Van der Maarels - Koeffizient im Bezug zu Standortfaktoren mit quadratischer Regression:

a) Höhe ü. M. (oben):

1996 zu 2004 (links): $y = 3E-07x^2 - 0.0008x + 0.6494$; 1996 zu 2005 (Mitte): $y = 3E-07x^2 - 0.0007x + 0.5766$;

2004 zu 2005 (rechts): $y = -3E-08x^2 + 4E-06x + 0.2416$.

b) Neigung (Mitte):

1996 zu 2004 (links): $y = -1E-04x^2 + 0.0058x - 0.0097$; 1996 zu 2005 (Mitte): $y = -0.0004x^2 + 0.0217x - 0.1309$;

2004 zu 2005 (rechts): $y = -0.0004x^2 + 0.0198x - 0.0316$.

c) Exposition (unten):

1996 zu 2004 (links): $y = -4E-06x^2 + 0.002x - 0.1422$; 1996 zu 2005 (Mitte): $y = -8E-06x^2 + 0.0041x - 0.3276$;

2004 zu 2005 (rechts): $y = -1E-05x^2 + 0.004x - 0.2129$.

Bei der Berechnung des Van der Maarels – Koeffizienten wurde jede Stichprobe von 1996 mit derjenigen von 2004, jene von 1996 mit derjenigen von 2005 und jene von 2004 mit derjenigen von 2005 verglichen (Abb. 3.18). Die Stichproben von 1996 und 2004 haben einen sehr kleinen Ähnlichkeitswert. Die Vegetation hatte sich durch den Brand grundlegend verändert. Im zweiten Jahr nach dem Brand, 2005, war die Vegetation derjenigen vor dem Brand schon um einiges ähnlicher als noch ein Jahr zuvor. Dies war nicht auf allen Flächen gleich stark ausgeprägt. Vor allem in den oberen Höhenlagen hatte sich die Vegetation im letzten Jahr stark verändert, in tieferen Lagen hingegen war die Veränderung geringer. 2005 war die Vegetation in den höheren Lagen ähnlicher der Vegetation von 1996, in tieferen Lagen hingegen ähnlicher derjenigen vom letzten Jahr. Diejenigen Stichproben mit Neigungen zwischen 20° und 30° waren sich sowohl im Vergleich von 1996 mit 2005 als auch im Vergleich von 2004 mit 2005 ähnlicher, als flachere oder steilere Flächen. Ebenso waren sich S- bis SW-exponierte Stichproben ähnlicher als anders exponierte Stichproben. Jedoch haben die Regressionen beim Vergleich des Van der Maarels-Koeffizienten zur Exposition oder zur Neigung einen kleinen Korrelationskoeffizienten.

Abb. 3.19 stellt die Ähnlichkeit der verschiedenen Flächengrößen in Bezug zur Höhe dar. Da der Standortparameter Höhe bei verschiedenen Auswertungen die deutlichsten Resultate erzielte, wurde hier als Bezug zum Van der Maarels-Koeffizienten die Höhe gewählt. Sowohl beim Vergleich der Stichproben von 2004 mit 1996 als auch beim Vergleich der Stichproben von 2005 mit 1996 verringerte sich die Ähnlichkeit mit abnehmender Flächengröße. Bei allen Vergleichen mit den Stichproben von 1996 waren zudem die Ähnlichkeiten in Höhenlagen von 1200 m bis 1400 m am geringsten, das heisst dort unterschied sich die Vegetation vor und nach dem Brand am deutlichsten. Beim Vergleich der Stichproben von 2004 mit den Stichproben von 2005 stieg die Streuung der Ähnlichkeitswerte mit schwindender Flächengröße. Bei den 30 m^2 -Flächen waren die Werte zwischen 0 und 0.64 verteilt, bei den 500 m^2 -Flächen zwischen 0.03 und 0.42.

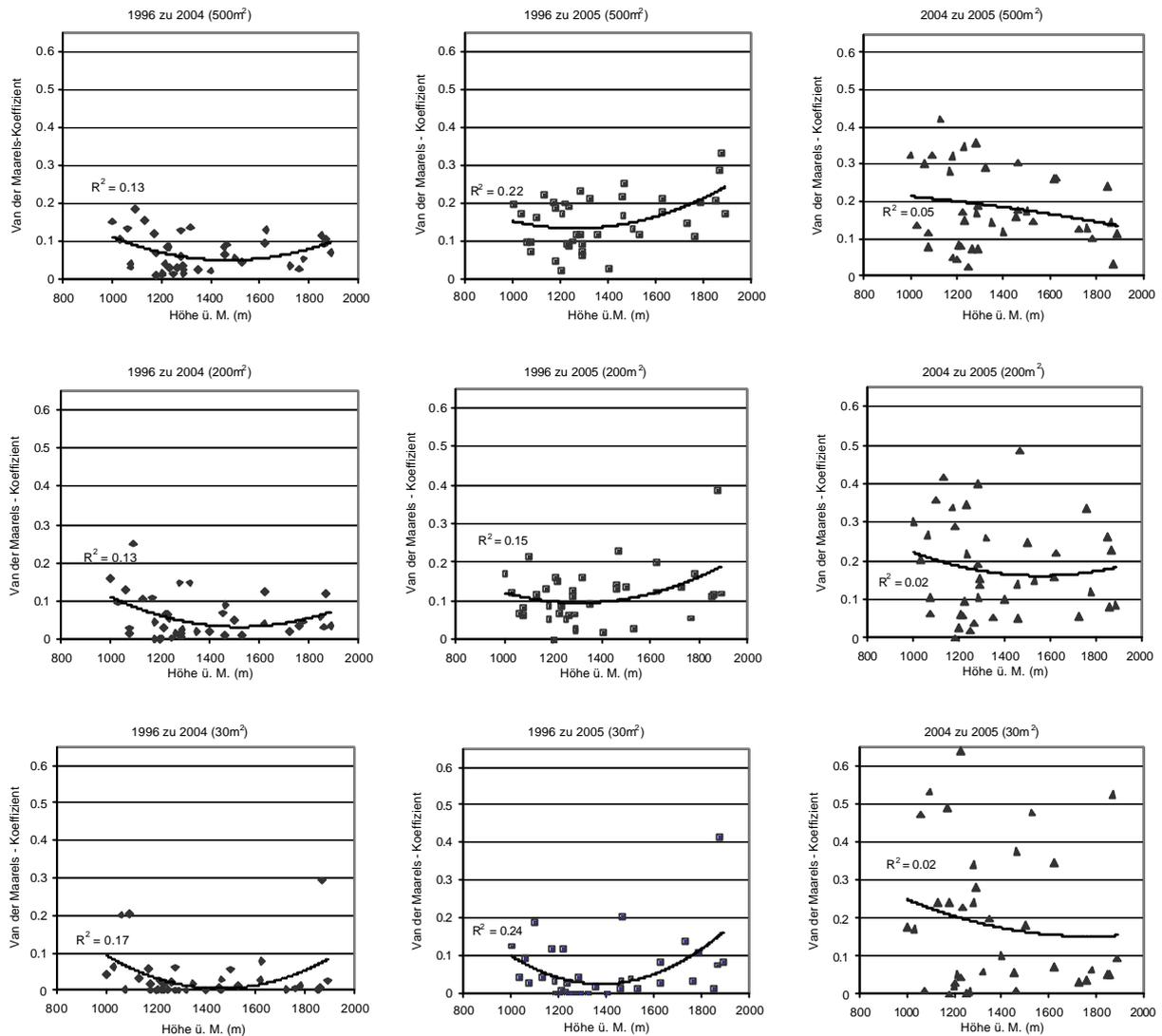


Abb. 3.19:

Ähnlichkeiten der Stichproben als Van der Maarel - Koeffizient im Bezug zur Höhe mit quadratischer Regression:

a) 500 m²-Flächen (oben):

1996 zu 2004 (links): $y = 3E-07x^2 - 0.0008x + 0.6494$; 1996 zu 2005 (Mitte): $y = 3E-07x^2 - 0.0007x + 0.5766$;

2004 zu 2005 (rechts): $y = -3E-08x^2 + 4E-06x + 0.2416$.

b) 200 m²-Flächen (Mitte):

1996 zu 2004 (links): $y = 3E-07x^2 - 0.0009x + 0.7$; 1996 zu 2005 (Mitte): $y = 3E-07x^2 - 0.0007x + 0.5735$;

2004 zu 2005 (rechts): $y = 2E-07x^2 - 0.0006x + 0.6353$.

c) 30 m²-Flächen (unten; ohne die Stichproben 129, 144 und 163, da hier 2004 keine Arten vorhanden waren):

1996 zu 2004 (links): $y = 4E-07x^2 - 0.0012x + 0.9014$; 1996 zu 2005 (Mitte): $y = 5E-07x^2 - 0.0014x + 1.0217$;

2004 zu 2005 (rechts): $y = 2E-07x^2 - 0.0006x + 0.6679$.

3.4.2 Kanonische Korrespondenzanalyse

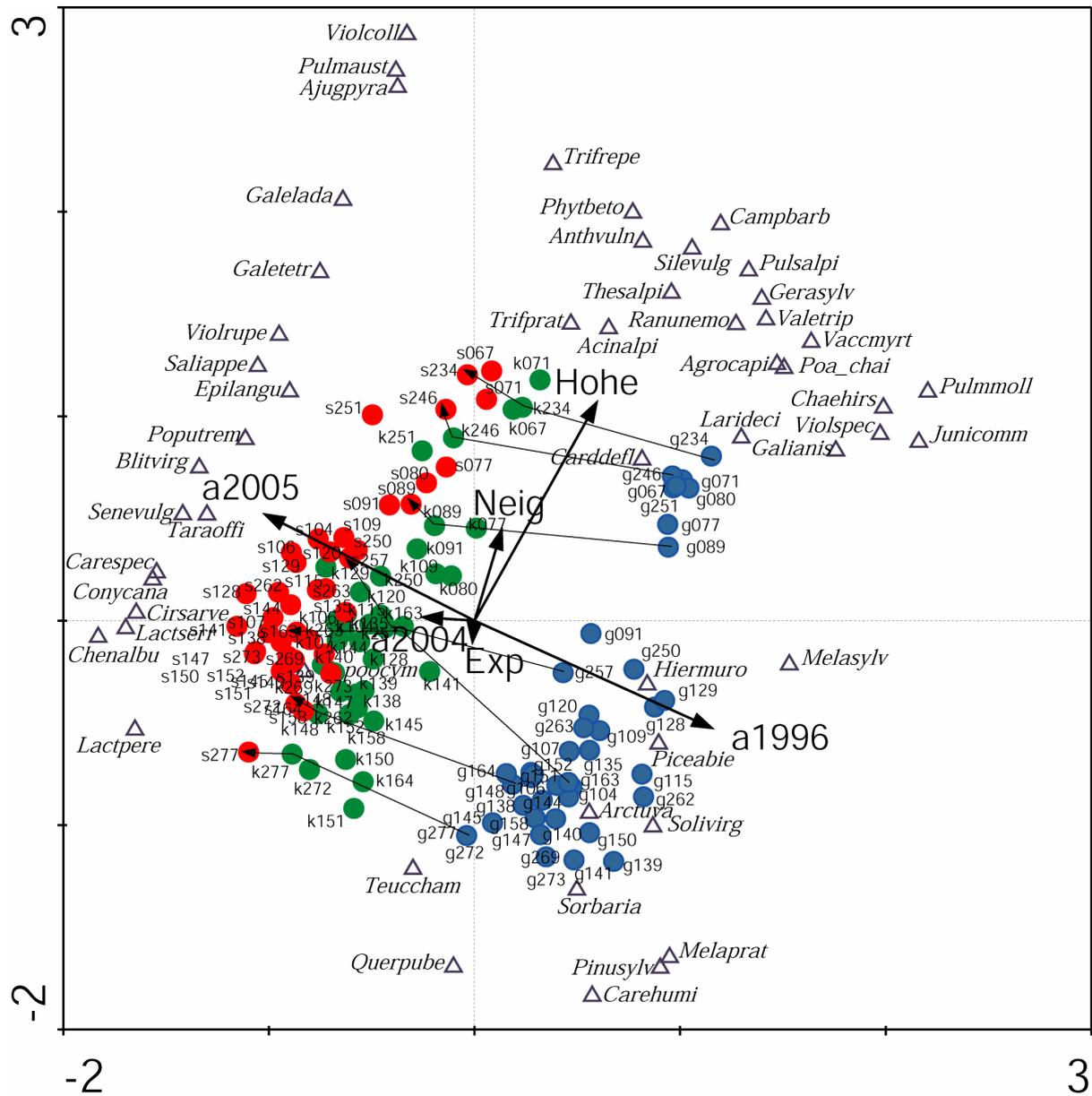


Abb. 3.20: Stichproben (500 m²) von 1996 (blau), 2004 (grün) und 2005 (rot) in Abhängigkeit der Höhe ü. M., Neigung und Exposition (Kanonische Korrespondenzanalyse). Meist vorkommende Arten sind rundherum gruppiert. Stichproben 234, 246, 257, 148, 163, 277 und 89 sind mit Pfeilen verbunden.

Die Erhebungen von 1996, 2004 und 2005 unterschieden sich wesentlich voneinander (Abb. 3.20). Von 1996 zu 2004 hatte ein Artenwechsel (species-turnover) stattgefunden. Die Stichproben von 2005 entfernten sich botanisch noch stärker von den Stichproben von 1996. Als Beispiel sind in der Abb. 3.20

einige Stichproben mit Pfeilen gekennzeichnet, um die Veränderungen deutlich aufzuzeigen. Die typischsten und häufigsten Arten gruppieren sich um die zugehörigen Stichproben. Zu den Stichproben von 1996 gehörten Waldarten wie *Melampyrum sylvaticum*, *Hieracium murorum*, *Picea abies* und *Artostaphylos uva-ursi*. Zu den Stichproben von 2005 hingegen gesellten sich Arten wie *Blitum virgatum*, *Conyza canadensis*, *Cirsium arvense*, *Populus tremula* und *Salix appendiculata*. Von den drei Standortfaktoren Höhe, Exposition und Neigung korrelierte die Höhe am stärksten, gefolgt von der Neigung und der Exposition (Länge der Pfeile). Für die Variabilität der Stichproben ist also die Höhe, bzw. davon abhängig das lokale Klima, ein entscheidender Faktor. Dieser Einfluss bleibt sich über alle Erhebungsjahre hinweg ähnlich, da die gleichen Stichproben in Abb. 3.20 immer etwa auf der gleichen Höhe liegen. In den oberen Höhenlagen wuchsen Arten wie *Thesium alpinum*, *Anthyllis vulneraria*, *Acinos alpinus*, *Trifolium pratense* und *Phyteuma betonicifolia*. Diese Arten wurden oft sowohl vor als auch nach dem Brand gefunden. In den unteren Höhenlagen sind die Arten entweder den Stichproben vor dem Brand zugeordnet oder den Stichproben nach dem Brand. Vor dem Brand waren dies *Sorbus aria*, *Quercus pubescens* und weitere typische Waldarten. Nach dem Brand wuchsen *Lactuca perennis*, *Chenopodium album*, *Lactuca serriola*, *Cirsium arvense* und *Conyza canadensis*.

3.5 Waldverjüngung

3.5.1 Mittlere Anzahl Sämlinge und ihre Wuchshöhe

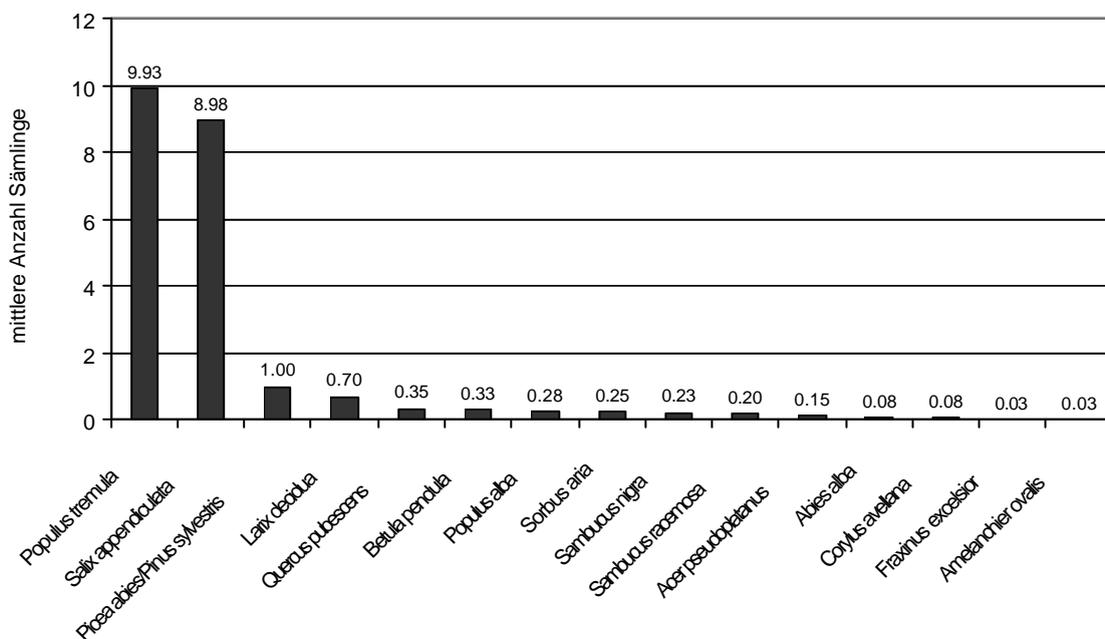


Abb. 3.21:
Mittlere Anzahl Sämlinge pro Stichprobe (500 m²), aufgeteilt nach Arten (2005).

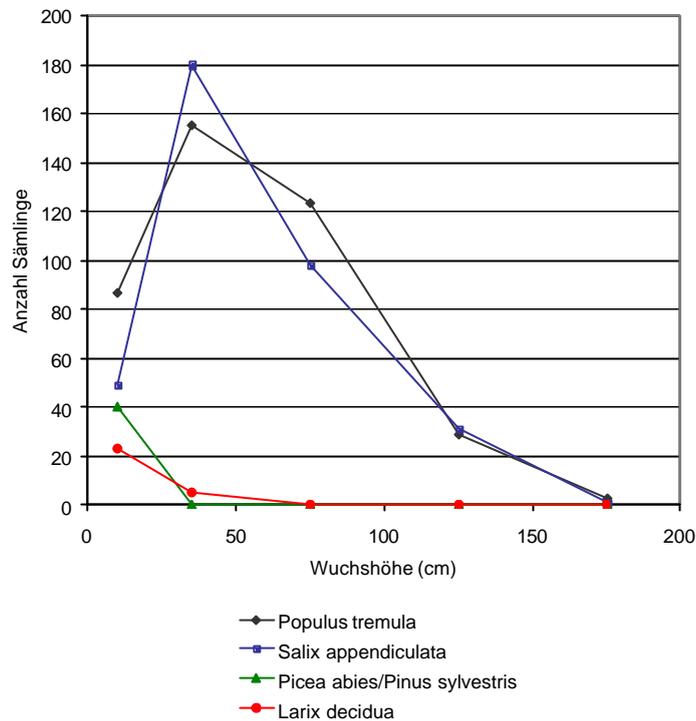


Abb. 3.22:
Wuchshöhe (als Mittelwert der Wuchshöhen-Klassen) und Gesamtanzahl der vier häufigsten Sämlingsarten (2005; 500 m²).

Populus tremula und *Salix appendiculata* kamen im Jahr 2005 mit Abstand am häufigsten vor (Abb. 3.21). Im Durchschnitt wuchsen auf einer Stichprobe von 500 m² 10 Individuen von *Populus tremula* und 9 Individuen von *Salix appendiculata*. Vor dem Brand prägten die Nadelgehölze *Picea abies*, *Pinus sylvestris* und *Larix decidua* den vorherrschenden Waldtyp. *Picea abies/Pinus sylvestris* kam im Durchschnitt mit 1 Sämling pro 500 m² vor, *Larix decidua* mit 0.7 Sämlingen pro 500 m². Die restlichen Gehölzarten kamen alle sehr selten vor.

Populus tremula und *Salix appendiculata* erreichten teilweise schon Wuchshöhen von über 150 cm, während *Larix decidua* maximal zwischen 20 cm und 50 cm hoch wuchs (Abb. 3.22). *Picea abies/Pinus sylvestris* erreichte noch keine 20 cm. Die beiden Pioniergehölze *Populus tremula* und *Salix appendiculata* kamen am häufigsten mit den Wuchshöhen zwischen 20 cm und 50 cm und zwischen 50 cm und 100 cm vor.

3.5.2 Anzahl Sämlinge und Höhe

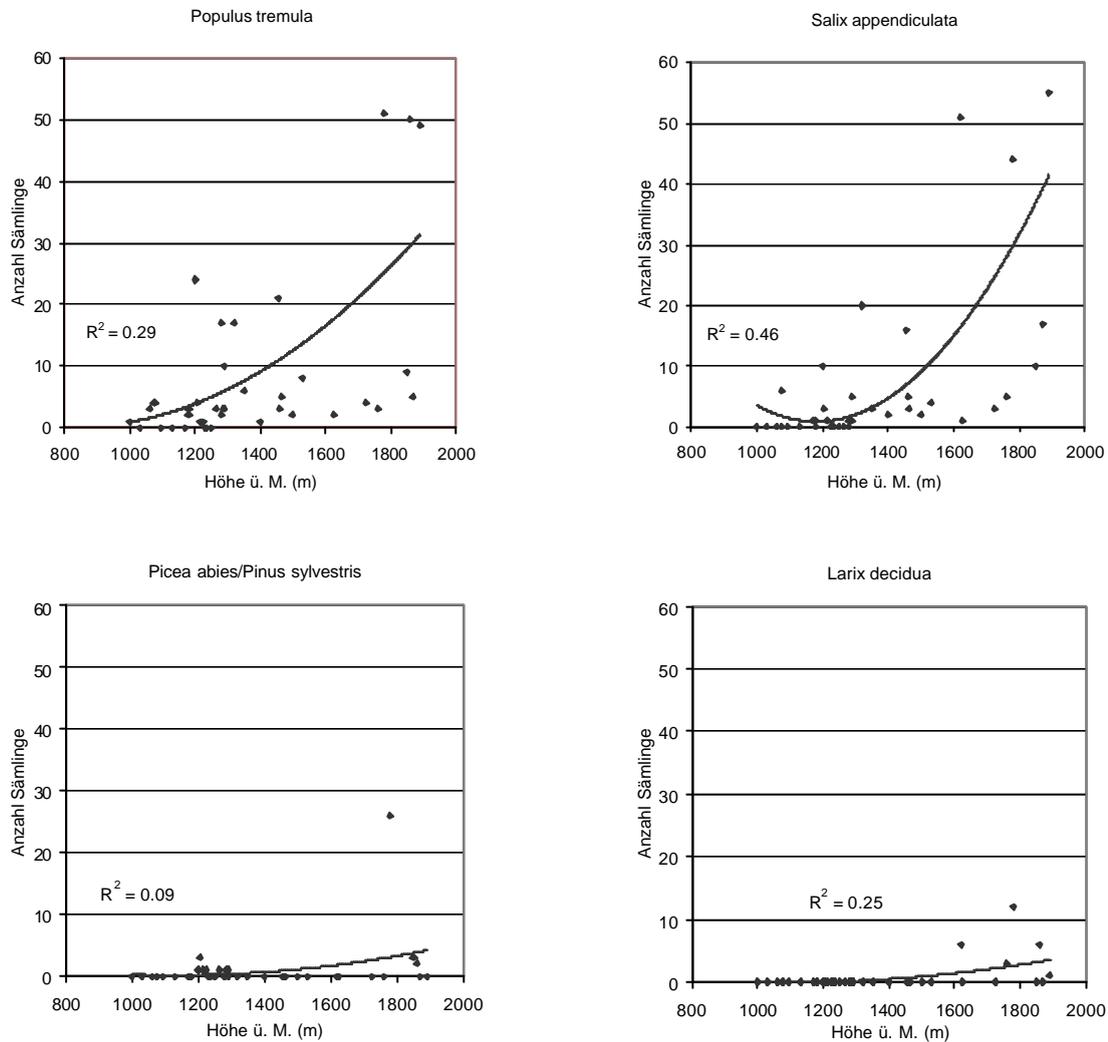


Abb. 3.23:

Anzahl Sämlinge der vier häufigsten Arten im Bezug zur Höhe (2005; 500 m²) mit quadratischer Regression:

Populus tremula (links oben): $y = 3E-05x^2 - 0.0464x + 19.389$;

Salix appendiculata (rechts oben): $y = 8E-05x^2 - 0.1909x + 113.58$;

Picea abies/Pinus sylvestris (links unten): $y = 7E-06x^2 - 0.0157x + 8.9735$;

Larix decidua (rechts unten): $y = 5E-06x^2 - 0.0112x + 5.7852$.

Populus tremula kam mit zunehmender Höhe markant häufiger vor (Abb. 3.23). *Salix appendiculata* kam ebenfalls in der Höhe viel häufiger vor als in tieferen Lagen, jedoch trat sie in den Höhenlagen um 1200 m am seltensten auf. Auch *Picea abies/Pinus sylvestris* und *Larix decidua* wuchsen vermehrt in den oberen Höhenlagen. Ihre Zunahme betrug aber nur einen Bruchteil der Zunahme der Pioniergehölze. *Larix decidua* kam in den oberen Höhenlagen, wo früher Lärchenwald vorherrschte, etwas öfters vor als *Picea abies /Pinus sylvestris*.

3.5.3 Anzahl Sämlinge und Deckung bzw. Artenvielfalt

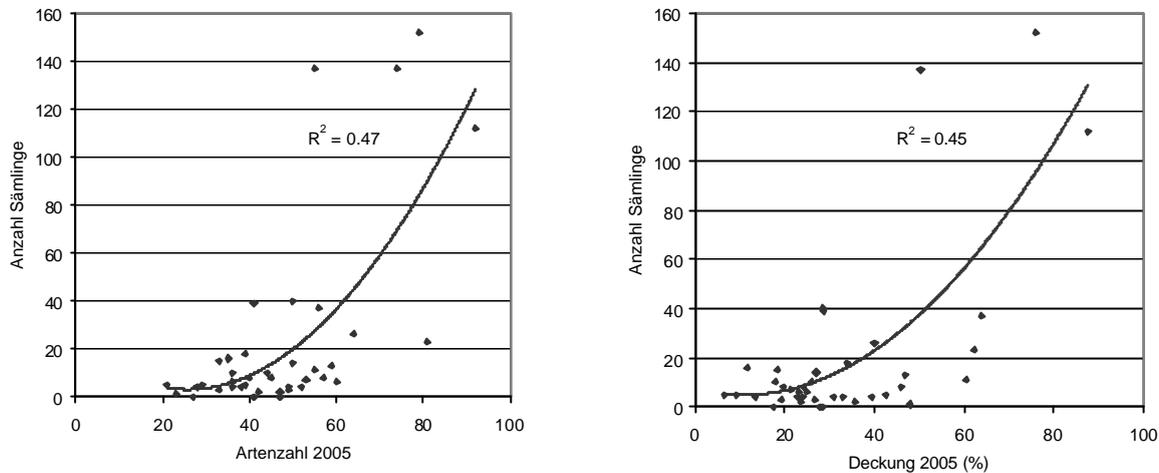


Abb. 3.24:

links: Anzahl Sämlinge 2005 und Artenzahl 2005 mit quadratischer Regression (500 m²): $y = 0.0285x^2 - 1.455x + 21.585$;
rechts: Anzahl Sämlinge 2005 und Deckung 2005 mit quadratischer Regression (500 m²): $y = 0.0214x^2 - 0.4704x + 7.5238$.

Je höher die Artenvielfalt 2005 war, desto mehr Sämlinge kamen auch vor (Abb. 3.24, links). Bei geringer Artenzahl wuchsen sehr wenige bis gar keine Sämlinge. Bei hoher Artenzahl traten jedoch meist sehr viele Sämlinge auf.

Grundsätzlich wuchsen mehr Sämlinge, je höher der Deckungsgrad der Krautschicht war (Abb. 3.24, rechts). Lag der Deckungsgrad unter 30 %, wuchsen sehr wenige Sämlinge. Über 30 % Deckung kamen sie häufiger vor.

3.6 Brandintensität

3.6.1 Brandintensität nach Doyle

In 39 von 40 Stichproben war die Brandintensität nach der Klassifikation von DOYLE 2004 "severe", in einer Stichprobe war sie "moderate-severe". Dies deutete auf eine generell sehr hohe Brandintensität hin. Weniger intensiv verbrannte Stichproben in Randflächen oder Waldinseln wurden zudem schon von Peter Küttel 2004 ausgeschieden. Auf Grund der einheitlichen Resultate, konnte dieser Faktor im Weiteren zu keiner Datenanalyse verwendet werden.

3.6.2 Stammgrundfläche des ursprünglichen Waldes

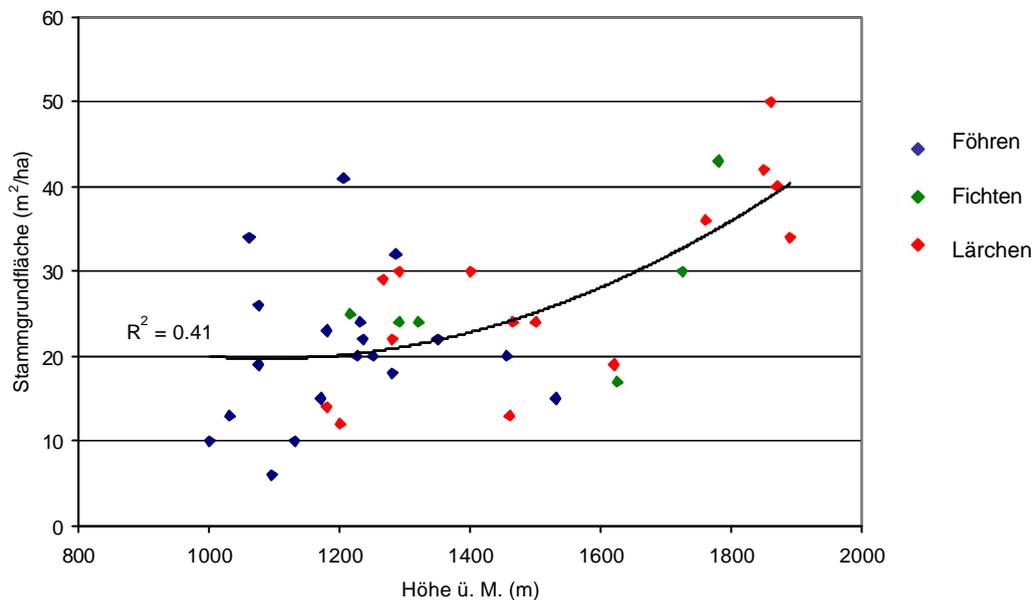


Abb. 3.25: Stammgrundfläche (Bitterlich-Methode nach MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974) der verbrannten Bäume in Bezug zur Höhe ü. M. mit quadratischer Regression. Gruppierung der Stichproben nach der dominantesten Baumart von 1996 (500 m²); $y = 3E-05x^2 - 0.0698x + 57.635$.

Die Stammgrundfläche war vor dem Brand in den oberen Höhenlagen grösser als in den unteren Höhenlagen (Abb. 3.25). Zwischen 1000 m und 1200 m stand ein reiner Föhrenwald. Zwischen 1200 m und 1600 m wuchsen durchmischt Föhren-, Fichten- und Lärchenbestände. Ab 1600 m bestimmten Fichten und Lärchen den Waldtyp.

4 Diskussion

4.1 Entwicklung der Artenvielfalt

Es ist allgemein bekannt, dass die Artenvielfalt nach einem Waldbrand hoch ist (BERLI 1996, HOFMANN et al. 1998, WOHLGEMUTH et al. 2005). Was im Waldbrandgebiet Leuk erstaunt, ist das Tempo der Zunahme. Im zweiten Jahr nach dem Brand überstieg die Gesamtartenzahl die Anzahl der vor dem Brand erhobenen Arten (Abb. 3.4). Waldarten, Unkraut- und Ruderalarten, Gebirgsarten und Pionierarten niederer Lagen nahmen im letzten Jahr am stärksten zu. Die botanische Vielfalt ist beeindruckend. Arten wie *Blitum virgatum* oder *Isatis tinctoria*, die in der Schweiz sonst wenig verbreitet sind, besiedeln das Waldbrandgebiet.

Die mittlere Artenzahl auf den Stichproben von 200 m² und 500 m² war im zweiten Jahr nach dem Brand höher als vor dem Brand (Abb. 3.5). Viele Arten konnten sich etablieren und ausbreiten. Sie erreichen kleinräumig eine recht hohe Diversität, die in den nächsten Jahren noch weiter zunehmen wird. Die hohe Artenvielfalt ist jedoch nach einem Waldbrand, wie allgemein üblich nach Störungen eines Ökosystems, transitorisch (HOFMANN et al. 1998).

4.2 Deckung

4.2.1 Entwicklung der Bodenbedeckung

Die Vegetation hat sich im zweiten Jahr nach dem Waldbrand explosionsartig ausgebreitet. Die Deckung war fünf- bis zehnfach so hoch wie noch ein Jahr zuvor und erreichte im Mittel 33 %, schwankte aber je nach Stichprobe zwischen 6 % und 87 % (Abb. 3.1). Drei Jahre nach einem Waldbrand in Müstair auf 1800 m bis 2200 m.ü.M. lag der Deckungsgrad im Mittel bei 68 %, mit Werten zwischen 15 % und 100 % (SCHÖNENBERGER & WASEM 1997). Die rasante Zunahme der Bedeckung des verbrannten Bodens in Leuk scheint daher durchaus üblich zu sein.

4.2.2 Schätzung der Artmächtigkeit und des Deckungsgrades im Feld

Der mittlere Deckungsgrad nahm mit der Grösse der Fläche in allen Erhebungen von 1996, 2004 und 2005 zu (Abb. 3.1). Diese Zunahme des Mittelwertes ist wahrscheinlich ein Artefakt und beruht auf der Schwierigkeit, im Feld eine Fläche von 200 m² oder 500 m² auf einen Blick zu erfassen. Der Deckungsgrad einer Fläche von 30 m² kann noch gut abgeschätzt werden. 200 m² oder 500 m² grosse Flächen sind dafür schon zu gross und die Resultate werden ungenau.

4.3 Einfluss der Grösse der Stichprobenfläche auf die Resultate

Die unterschiedlichen Flächen von 30 m², 200 m² und 500 m² lieferten nicht immer die gleichen Resultate. So ist z.B. die Artenvielfalt in den 30 m²-Flächen 2005 noch kleiner als sie 1996 war (Abb. 3.4 und 3.5). Auf den 500 m²-Flächen ist sie schon wesentlich höher. Vor dem Brand war der Deckungsgrad im Durchschnitt doppelt so hoch wie im zweiten Jahr nach dem Brand. Auf kleinen Flächen hat dies einen entscheidenden Einfluss auf die Artenvielfalt. Die Wiederbesiedlung nach dem Brand verläuft kleinflächig sehr unterschiedlich. Mulden und Rinnen sind schon dicht bewachsen, während Rücken und Kuppen oft noch vegetationsfrei sind. Vegetationsdaten grösserer Flächen von 200 m² und 500 m² ergeben deshalb ein ausgeglicheneres Bild der Gesamtvegetation, während Vegetationsdaten von 30 m²-Flächen zufälliger Daten liefern. Dies erklärt auch, weshalb sich die Stichproben der 30 m²-Flächen grundsätzlich weniger ähnlich sind als die Stichproben der grösseren Flächen (Abb. 3.19). Gerade Pionierpflanzen sind oft einjährige oder zweijährige Pflanzen, die sich durch Samen verbreiten und deshalb ihren Standort wechseln. Auf diese Weise können sie gut in einem Jahr auf einer 30 m²-Fläche erscheinen und ein anderes Jahr leicht neben der Fläche wachsen. Aus all diesen Gründen liefern grössere Flächen bei einem kleineren Stichprobenumfang - wie in dieser Untersuchung mit 40 Stichproben - relevantere Ergebnisse als kleinere Flächen.

4.4 Vegetationswechsel

4.4.1 Allgemeine Tendenz der Vegetationsentwicklung

Der Brand stellte für die Vegetation eine massive Störung dar. Die hohe Brandintensität führte dazu, dass die ursprüngliche Vegetation praktisch vollständig zerstört wurde. Im ersten Jahr nach dem Brand mussten sich neue Pflanzen im Waldbrandgebiet ansiedeln. Es entstand eine Vegetation, die sich von der ursprünglichen Waldvegetation wesentlich unterschied. Diese Entwicklung kann als abrupter Vegetationswechsel oder Artenwechsel bezeichnet werden. Die Ursachen sind veränderte klimatische Bedingungen, höhere Lichtintensitäten und veränderte Bodenverhältnisse. Zudem begann auf dem völlig vegetationsfreien Boden eine neue Sukzession. Was in Abb. 3.20 erstaunt, ist, dass sich die Vegetation im zweiten Jahr nach dem Brand noch weiter von der ursprünglichen Vegetation entfernt hat und sich zusätzlich eindeutig abhebt von der Vegetation im ersten Jahr. Der massiv höhere Deckungsgrad von 2005 im Vergleich zu 2004 könnte eine Erklärung dafür sein. Doch entscheidender sind wohl die völlig neue Zusammensetzung der Arten nach dem Brand und die dadurch entstandenen neuen Dominanzverhältnisse.

4.4.2 Dominante ökologische Gruppen

Die Artenzahlen der ökologischen Gruppen (LANDOLT 1991) basierend auf Präsenz oder Absenz einer Art sind wenig aussagekräftig (Abb. 3.13). Die Aussagen zum Deckungsgrad der einzelnen ökologischen Gruppen hingegen machen deutlich, welche Gruppen im letzten Jahr von den herrschenden Bedingungen am meisten profitierten (Abb. 3.14 und 3.15). Erstaunlicherweise haben die Waldpflanzen am meisten an Deckungsgrad zugenommen (+7.9 %). Einige wenige vom Feuer profitierende Arten, die sich massiv ausbreiten konnten, sind hier ausschlaggebend (vgl. Kap. 4.4.3) Pionierpflanzen niederer Lagen nahmen um 6.6 % zu, Pflanzen trockener Wiesen um 4.9 % und Unkraut- und Ruderalpflanzen um 4.1 %. Einerseits sind dies typische Vertreter einer Pioniervegetation, die durch ihre Verbreitungsstrategie bevorzugt sind. Andererseits sind Arten im Vorteil, die an sehr trockene Bodenverhältnisse angepasst sind. Das Jahr 2005 war ein extrem trockenes Jahr. Zukünftige Vegetationsperioden könnten wieder niederschlagsreicher sein, was dann für andere Artengruppen vorteilhafter wäre.

4.4.3 Dominante Arten

Das Artenspektrum hat sich durch den Brand wesentlich verändert (Abb. 3.16). Vor dem Brand wurde die Krautschicht durch ein mehr oder weniger geschlossenes Kronendach beschattet. Waldarten wie *Arctostaphylos uva-ursi*, *Carex humilis* und *Melampyrum sylvaticum* dominierten. Zusätzlich waren auch viele Arten trockener Wiesen wie *Euphorbia cyparissias*, *Brachypodium rupestre* und *Teucrium chamaedrys* stark verbreitet, bevorzugt durch das heiße und trockene Südhangklima.

Der Waldbrand zerstörte das Kronendach gänzlich. Trotzdem siedelten sich die Waldarten *Saponaria ocymoides*, *Rubus caesius* in den unteren Höhenlagen und *Rubus saxatilis* in den oberen Höhenlagen, schnell wieder an. Auch Arten trockener Wiesen, allen voran *Euphorbia cyparissias*, konnten sich, bevorzugt durch ihre Trockenheitsresistenz, wieder etablieren. Pionierarten niederer Lagen wie *Calamagrostis varia* und *Epilobium angustifolium* begannen sich ebenfalls auszubreiten.

Im zweiten Jahr nach dem Brand breiteten sich die Pionierpflanzen niederer Lagen *Epilobium angustifolium* und *Calamagrostis varia*, sowie die Waldarten *Rubus caesius* und *Saponaria ocymoides* am stärksten aus und wiesen die höchsten Deckungsgrade auf (Abb. 3.17). *Epilobium angustifolium* verbreitete sich vor allem in den oberen Höhenlagen explosionsartig und erreichte dort stellenweise bis zu 30 % Deckung. Diese im Englischen "fire weed" genannte Art verbreitet sich durch ihren ausgeprägten Pioniercharakter und durch den Nährstoffschub sehr stark auf Brandflächen (DELARZE & WERNER 1985, SCHÖNENBERGER & WASEM 1997, WENDELBERGER & HARTL 1969)

Nach dem Waldbrand in Müstair stellten SCHÖNENBERGER & WASEM (1997) fest, dass dort wo der Boden und der Baumbestand durch das Feuer vollständig zerstört wurde, nach drei Jahren *Epilobium angustifolium* die dominanteste Art war. Sie blieb noch bis 6 Jahre nach dem Brand dominant, um dann

langsam abzunehmen. Die Dominanz von *Epilobium angustifolium* wird auch im Brandgebiet Leuk vorübergehend sein. *Calamagrostis varia* nahm ebenfalls stark zu. *Calamagrostis varia* wird in der gesichteten Waldbrandliteratur nicht erwähnt, wohl aber *Calamagrostis villosa*. Bei der Unterscheidung dieser beiden Arten traten im Feld Schwierigkeiten auf und eine Verwechslung oder die Anwesenheit von Bastarden wäre durchaus möglich. Im Aletschwald fand nach einem Waldbrand (auf 1700 m bis 2200 m.ü.M.) sofort eine Massenverbreitung von *Calamagrostis villosa* statt. Nach 10 Jahren dezimierten sie sich wieder (WENDELBERGER & HARTL 1969). In Müstair dominierte nach 3 Jahren *Calamagrostis villosa* alle mässig verbrannten Flächen (SCHÖNENBERGER & WASEM 1997). *Rubus caesius* war in den unteren Höhenlagen zerstreut vorhanden. Wo die Art aber vorkam, bedeckte sie den Boden lückenlos über mehrere Quadratmeter. In den oberen Höhenlagen wuchs stattdessen *Rubus saxatilis*. Diese Art konnte sich im zweiten Jahr nach dem Brand nicht so stark ausbreiten wie *Rubus caesius*, die viel dichter wächst als *Rubus saxatilis* und dabei andere Arten total verdrängen kann. Auch *Saponaria ocymoides* breitete sich nochmals stark aus im zweiten Jahr. Dies scheint eine vom Feuer stark profitierende Art zu sein. DELARZE & WERNER (1985) stellten fest, dass nach einem Brand in einem Föhrenwald zwischen Leuk und Gampel (auf 800 m bis 1100 m.ü.M.) *Saponaria ocymoides* in den ersten beiden Jahren massiv invasiv war, dann aber wieder an Deckung abnahm.

4.5 Waldverjüngung und Pioniergehölze

Baumsämlinge wuchsen im Vergleich zu krautigen Pflanzen selten. Die Regeneration von Phanerophyten scheint in weiter Zukunft zu liegen.

Von den Sämlingen waren *Populus tremula* und *Salix appendiculata* mit Abstand am häufigsten vertreten (Abb. 3.21). Sie waren meist zwischen 20 cm und 100 cm hoch (Abb. 3.22). Sämlinge der ursprünglichen Waldgehölze *Picea abies/Pinus sylvestris* und *Larix decidua* waren spärlich zu finden und kleiner als 20 cm. Auf der Brandfläche von Müstair erreichten die ersten Sämlinge der ursprünglichen Nadelholzarten erst nach fünf Jahren 20 cm Höhe (SCHÖNENBERGER & WASEM 1997). Auf der untersuchten Brandfläche von Leuk wachsen diese Sämlinge schneller. Einige wenige Individuen von *Larix decidua* erreichten schon im zweiten Jahr nach dem Brand eine Höhe von 20 cm.

Der Waldtyp vor dem Brand scheint bis jetzt wenig Einfluss auf die Entwicklung der Sämlinge zu haben. Vielmehr kämpfen die Sämlinge von *Larix decidua* und *Picea abies/Pinus sylvestris* mit dem übermässigen Lichtangebot, der Trockenheit, der Hitze und der Erosion. Die Pioniergehölze sind zahlreicher und werden mittelfristig die künftige Strauchschicht dominieren. Wobei *Salix appendiculata* an Orten höchster Brandintensität nicht ganz so abundant ist wie *Populus tremula* und stärker unter der Trockenheit leidet (Abb. 3.23).

Ganz vereinzelt wurden in den unteren Höhenlagen Stockausschläge von *Quercus pubescens* beobachtet. Diese sind jedoch sehr selten und werden deshalb wenig zur allgemeinen Waldverjüngung beitragen.

4.6 Einflüsse auf die Vegetationsentwicklung

Die Entwicklung der Vegetation nach einem Waldbrand hängt einerseits stark von der Brandintensität, der Grösse des Waldbrandes, der Feuerfrequenz und der Mächtigkeit der verbrannten Bodenschichten ab, andererseits auch von der Vegetation vor dem Brand, der Topographie und dem Klima (DELARZE & WERNER 1985, DOYLE 2004, JOHNSON 1992, WOHLGEMUTH et al. 2005).

4.6.1 Klimatische Einflüsse

Niederschlagsmenge und Temperatur scheinen bei der Vegetationsentwicklung im Brandgebiet wesentliche Faktoren zu sein. Dies war im Untersuchungsgebiet schon kleinräumig sichtbar: In Mulden und Rinnen wuchsen viele Pflanzen dicht beieinander, während auf Rücken und Kuppen nur wenig wuchs. Grossräumig muss die besondere klimatische Situation dieses südexponierten Hanges in einem inneralpinen Trockental berücksichtigt werden (Abb. 2.1). In den oberen Höhenlagen fallen mehr Niederschläge und die Temperaturen sind tiefer als in den unteren Höhenlagen, wo die Hitze und die Trockenheit natürlicherweise wachstumslimitierende Faktoren sind. Dieses Klima beeinflusst nicht nur die Vegetation, sondern auch den Aufbau und die Entwicklung der Böden. In den unteren Höhenlagen sind diese geringmächtig und steinig (WERNER 1994). Davon beeinflusst stieg die Artenvielfalt schon vor dem Brand mit zunehmender Höhe (GÖDICKEMEIER 1998). Diese Tendenz ist im zweiten Jahr nach dem Brand sowohl bezüglich Artenvielfalt als auch bezüglich Deckungsgrad vergleichbar (Abb. 3.2 und 3.6). In den oberen Höhenlagen, wo es feuchter ist und wo die Temperaturen niedriger sind, konnte sich die Vegetation schneller ausbreiten und ist diverser als in den unteren Höhenlagen.

Die kürzere Vegetationsperiode in höheren Lagen verlangsamt normalerweise die Vegetationsentwicklung (BERLI 1996, WENDELBERGER & HARTL 1969). Doch scheint hier die höhere Wasserverfügbarkeit für eine schnelle Wiederbesiedlung bedeutender zu sein.

Die Niederschlagsmenge könnte auch bestimmend sein für die unterschiedliche Entwicklung der Vegetation auf Hängen unterschiedlicher Expositionen. Die SW-exponierten Stichproben hatten 2005 und 1996 sowohl eine höhere Artenvielfalt als auch 2005 einen höheren Deckungsgrad als die SO-exponierten Stichproben (Abb. 3.3 und 3.8). Möglicherweise bekommen die SW-exponierten Hänge mehr Niederschlag als die SO-exponierten. Dies kann folgendermassen erklärt werden: Die regenreichen Südwestwinde stauen sich an den SW- und W-exponierten Rippen. Die SO-exponierten Hänge liegen dabei im Regenschatten. Unterschiedliche Strahlungsintensitäten in den verschiedenen Expositionen könnten ebenfalls einen Einfluss auf die Vegetationsentwicklung haben, dies besonders bei der Austrocknung nach Regengüssen. Jedenfalls ist die Exposition ein wesentlicher Faktor bei Wiederbesiedlung der Vegetation, was schon DELARZE & WERNER (1985) bei Untersuchungen einer ebenfalls am Walliser Südhang liegenden Brandfläche feststellten.

Der Einfluss der Neigung auf die Vegetationsentwicklung ist undeutlich (Abb. 3.3 und 3.9). Allenfalls kann von einer leichten Tendenz zu höherer Artenvielfalt bei Neigungen zwischen 20° und 25° gesprochen werden. Steilere Hangpartien sind eher artenärmer, weil sie wohl auch trockener sind. Für eine deutlichere Aussage müssten aber die Stichproben bezüglich Neigung besser verteilt sein.

4.6.2 Brandintensität

Die Brandintensität war in Leuk nach der Klassifikation von DOYLE (2004) generell sehr hoch, doch stellten Untersuchungen der WSL mit Messungen der Aschentiefe fest, dass die Brandintensität vermutlich in den mittleren Lagen zwischen 1200 und 1600 m am höchsten war (WOHLGEMUTH et al. 2005; Abb. 2.4).

Mit der Erhebung der Stammgrundfläche des Waldes vor dem Brand wurde versucht zu erklären, weshalb die Brandintensität unterschiedlich war. In den oberen Höhenlagen, im Gebiet des ursprünglichen Lärchenwaldes, war die Stammgrundfläche gross (Abb. 3.25). Die mächtigen Lärchen fanden allenfalls keine Verwendung als Nutzholz. Der Lärchenwald wurde jedoch als Alpweide genutzt (GÖDICKEMEIER 1998). In den mittleren Höhenlagen, dort wo vor dem Brand Fichtenwald dominierte, stand weniger Holz auf der gleichen Fläche. Die Bäume waren dünner und wurden wohl, bevor sie allzu grossen Stammumfang erreichten, gefällt. In den tieferen Höhenlagen, wo hauptsächlich Föhrenwald wuchs, war die Stammgrundfläche unterschiedlich gross. Auf steilen und felsigen Stichprobenflächen war sie eher klein, hingegen auf flacheren Stichprobenflächen war sie teilweise sehr hoch. Es ist allgemein bekannt, dass dickes Holz weniger schnell brennt als dünnes Holz. Somit könnte es durchaus sein, dass die dünnen Fichtenstämme intensiver brannten als die dickeren Lärchen- oder Föhrenstämme. Ein weiterer Faktor der Brandintensität ist die Art des Brennmaterials: Föhren haben immergrüne harzhaltige Nadeln, welche fackelartig brennen (WERNER 1994). Fichten brennen wohl ähnlich. Die einjährigen Lärchennadeln hingegen sind weniger harzhaltig und brennen deshalb schlechter.

Diese Versuche, die Brandintensität zu erklären, müssen aber mit Vorsicht interpretiert werden, denn zu viele Faktoren beeinflussen das Verhalten des Feuers. Diese zu behandeln würde den Rahmen dieser Arbeit sprengen.

Die Brandintensität und die daraus resultierenden Bodenverhältnisse beeinflussen die Entwicklung der Vegetation nach dem Brand stark. Die Artenvielfalt und der Deckungsgrad waren 2005 in den mittleren Höhenlagen zwischen 1200 und 1400 m am kleinsten (Abb. 3.2 und 3.6). In diesen Höhenlagen war vermutlich auch die Brandintensität am höchsten (WOHLGEMUTH et al. 2005, Abb. 2.4). Über 1600 m entwickelt sich die Vegetation deutlich schneller. Sie ist artenreicher und bedeckt den Boden im zweiten Jahr nach dem Brand schon zu 50 bis 80 %. Hier war die Brandintensität vermutlich geringer. Die "intermediate disturbance hypothesis" besagt, dass bei Störungen mittlerer Intensität und mittlerer Häufigkeit eine maximale Artenvielfalt erhalten bleibt (CONNELL 1978 zitiert in HOFMANN et al. 1998).

Bei der Entwicklung der Vegetation im Waldbrandgebiet Leuk scheint sich diese Hypothese bezüglich Intensität zu bestätigen: In den oberen Höhenstufen mit mittlerer Brandintensität ist die höchste Artenvielfalt feststellbar.

Die Erosion feiner Ascheteilchen bei heftigen Niederschlägen war vor allem auf steilen Flächen mit grosser Aschenmächtigkeit zu beobachten. Keimende und kleine aufkommenden Pflanzen wurden überdeckt oder entwurzelt. Auf der Brandfläche Müstair konnte festgestellt werden, dass die Umlagerung durch Oberflächenerosion stellenweise bis 10 cm der Oberflächenschicht betraf. Nach drei bis vier Jahren stabilisierte die Vegetation die Oberfläche (SCHÖNENBERGER & WASEM 1997).

4.6.3 Ursprüngliche Vegetation

Die ursprüngliche Vegetation vor dem Brand scheint einen geringen Einfluss auf die Vegetation nach dem Brand zu haben. Die Stichproben vor und nach dem Brand unterscheiden sich wesentlich voneinander. Die Wiederbesiedlung könnte aber durchaus vom benachbarten intakten Wald her stattfinden. Dabei könnten die dort bestehenden Waldtypen mit ihren Gesellschaften die Vegetation nach dem Brand beeinflussen. Für Untersuchungen der Vegetationsentwicklung in Abhängigkeit zur Entfernung zum intakten Wald sind aber die erhobenen Stichprobenflächen schlecht verteilt und deshalb nicht aussagekräftig.

4.7 Positive-feedback switch

Gemäss WILSON & AGNEW (1992) und ihrer Theorie "Positive-feedback switch" kann sich die Vegetation aus einem Initialstadium durch positive Rückkoppelungen in verschiedene alternative Stadien entwickeln. Drei unterschiedliche Tendenzen der Vegetationsentwicklung können im zweiten Jahr nach dem Brand in Leuk schon erahnt werden, doch scheint es noch etwas verfrüht, schon von drei diversen Stadien zu sprechen.

Die drei Tendenzen gliedern sich entlang des Höhengradienten, der mit allen erwähnten Einflüssen wie Klima, Brandintensität und ursprünglicher Vegetation, als wesentlichster Gradient der Vegetationsentwicklung gelten kann.

1. Felssteppen:

Zwischen 900 m und 1200 m, im Gebiet des ehemaligen Föhrenwaldes, wächst eine sehr trockenheitsresistente und hitzeertragende Vegetation heran. Sie nimmt langsam aber kontinuierlich an Artenvielfalt und Deckung zu. Ihre Entwicklung ist vergleichbar mit der von DELARZE & WERNER (1985) beschriebenen Wiederbesiedlung nach dem Brand eines Föhrenwaldes zwischen Leuk und Gampel, welche ziemlich heterogen bezüglich Exposition und Neigung verlief. Kurz nach dem Brand

waren hauptsächlich Pionierarten sowie *Saponaria ocymoides* und einige Leguminosen vertreten. Später folgte ein Gräserstadium. Pioniergehölze traten nur an etwas feuchteren Stellen auf. DELARZE & WERNER (1985) kündigten für die Zukunft eine gehölzfreie Vegetation an Stellen extremer Trockenheit an. *Pinus sylvestris* könnte sich nur sehr langsam von ausgewachsenen Individuengruppen her ausbreiten.

2. Dickicht:

Zwischen 1200 m und 1600 m, im Gebiet des ehemaligen Fichtenwaldes, ist die Vegetation noch sehr karg. Weite Teile des Bodens sind noch unbewachsen. Wo *Rubus caesius* wächst, entwickelt sich schnell ein dorniges Dickicht, das andere Arten verdrängt. Hier ist die weitere Vegetationsentwicklung unklar: Entweder es entsteht ein Dauerstadium mit artenarmem Dickicht oder die Vegetation entwickelt sich mit zeitlicher Verzögerung ähnlich vielfältig wie höher oder tiefer gelegene Flächen.

3. Hochstaudenfluren und Pioniergehölze:

Über 1600 m bis zur Waldgrenze, im Gebiet des ehemaligen Lärchenwaldes, wächst eine dichte und diverse Vegetation. Weite Teile sind schon durch *Epilobium angustifolium* bedeckt und viele Sämlinge von *Populus tremula* und *Salix appendiculata* wachsen dazwischen. SCHÖNENBERGER & WASEM (1997) stellten fest, dass an Orten mit hoher Deckung von *Epilobium angustifolium* die Sämlinge der Pioniergehölze nicht etwa verdrängt werden, sondern vielmehr schneller in die Höhe und dem Licht entgegen wachsen. Geht man davon aus, werden sich in den höheren Lagen bald Pioniergehölze und Hochstaudenfluren etablieren.

Durch den Waldbrand hat ein klarer Vegetationswechsel stattgefunden. Wie lange die waldfreie Vegetation nun überdauert ist eine offene Frage. Tendenziell scheint sich in den oberen Höhenlagen schneller wieder eine waldähnliche Vegetation heranzubilden.

5 Schlussfolgerung

Die ökologische Resilienz, verstanden als die Funktionsfähigkeit des Ökosystems Waldbrandfläche, scheint, soweit man das überhaupt beurteilen kann, bis jetzt unproblematisch. Dies zumindest in den artenreichen Höhenlagen. An den Orten mit höchster Brandintensität ist die Situation schwieriger einschätzbar. Die Regeneration der durch das Feuer zerstörten Humusschicht wird sicherlich sehr lange dauern. Inwieweit dies die Vegetationsentwicklung beeinflusst, bleibt offen. Im Aletschwald war der Boden teilweise 20 Jahre nach dem Brand noch vollständig humusfrei. Für die zukünftige Entwicklung der Vegetation können Faktoren wie witterungsmässig extreme Vegetationsperioden oder Samenflugjahre richtungsweisend sein (WENDELBERGER & HARTL 1969). Die natürliche Waldverjüngung wird, wenn überhaupt möglich, Jahrzehnte dauern (SCHÖNENBERGER & WASEM 1997, WENDELBERGER & HARTL 1969). Die extreme Trockenheit könnte die Verjüngung vor allem in den unteren Höhenlagen verhindern oder zumindest verzögern.

6 Literaturverzeichnis

- AMANN, G. 2004: Bäume und Sträucher des Waldes. 18. Aufl. Neumann-Neudamm, Melsungen.
- BERLI, S. 1996: Brandspuren in den Wäldern der Alpensüdseite – Tracce da incendio nei boschi del Sud delle Alpi. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (Hrsg.), Birmensdorf.
- BINZ, A.; HEITZ C. 1990: Schul- und Exkursionsflora für die Schweiz. 19. Aufl. Schwabe & Co., Basel.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1964: Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. Springer, Wien.
- DELARZE, R.; WERNER, P. 1985: Evolution après incendie d'une pelouse steppique et d'une pinède dans une vallée intra-alpine (Valais Central). *Phytocoenologia* 13: 305-321.
- DOYLE, K.M. 2004: Early postfire forest succession in the heterogeneous Teton landscape. In: Wallace L.L. (Hrsg.): *After the fires: the ecology of change in Yellowstone National Park*. Yale University Press, New Haven, pp. 235-278.
- GÖDICKEMEIER, I. 1998: Analyse des Vegetationsmusters eines zentralalpiner Bergwaldgebiets. Diss. ETH Zürich, Nr. 12641.
- GRANT, C.D.; LONERAGAN, W.A. 2003: Using dominance-diversity curves to assess completion criteria after Bauxite mining rehabilitation in Western Australia. *Restoration Ecology* 11: 103-109.
- HESS, H.E.; LANDOLT, E.; HIRZEL, R.; BALTISBERGER, M. 1998: Bestimmungsschlüssel zur Flora der Schweiz. 4. Aufl. Birkhäuser, Basel.
- HOFMANN, C.; CONEDERA, M.; DELARZE, R.; CARRARO, G.; GIORGETTI, P. 1998: Effets des incendies de forêt sur la végétation au Sud des Alpes Suisses. *Mitt. Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft* 73: 1-90.
- HOLLING, C.S. 1973: Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 1-23.
- JOHNSON, E.A. 1992: *Fire and vegetation dynamics: Studies from the North American boreal forest*. Cambridge University Press, New York.
- KÜTTEL, P. 2004: Vegetationswechsel nach Waldbrand in Leuk. Diplomarbeit Hochschule Wädenswil.
- LABHART, T.P. 1995: *Geologie der Schweiz*. 3. Aufl. Ott, Thun.
- LANDOLT, E. 1991: Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz mit gesamtschweizerischen und regionalen roten Listen. BUWAL (Hrsg.), Bern.
- LAUBER, K.; WAGNER, G. 2001: *Flora Helvetica*. 3. Aufl. Paul Haupt, Bern.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. 1974: *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley, New York.
- ROTHMALER, W. 1985: *Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und BRD*. Bd. 3 Atlas der Gefäßpflanzen. 7. Aufl. Volk und Wissen, Berlin.

SCHÖNENBERGER, W.; WASEM, U. 1997: Wiederbewaldung einer Brandfläche in der subalpinen Stufe bei Münstair. Schweiz. Zeitschrift für Forstwesen 148: 405-424.

WENDELBERGER, G.; HARTL, H. 1969: Untersuchungen im Brandgebiet Aletschwald. Schweiz. Zeitschrift für Forstwesen 120: 453-475.

WERNER, P. 1994: Die Flora. Erkenne die Natur im Wallis 2. Pillet, Martigny.

WHITTAKER, R.H. 1965: Dominance and diversity in land plant communities. Science 147: 250-260.

WILDI, O.; ORLOCI, L. 1996: Numerical exploration of community patterns: A guide to the use of MULVA-5. 2. Aufl. SPB Academic Publishing, Amsterdam.

WILSON, J.B.; AGNEW, A.D.Q. 1992: Positive-feedback switches in plant communities. Advances in Ecological Research 23: 263-336.

WOHLGEMUTH, T. 2005: Quantitative Vegetationsanalyse: Skript zur Vorlesung 2004-05.

WOHLGEMUTH, T.; DUELLI, P.; GINZLER, C.; GÖDICKEMEIER, I.; HADORN, S.; HAGEDORN, F.; KÜTTEL, P.; LÜSCHER, P.; MORETTI, M.; SCHNEITER, G.; SCIACCA, S.; WERMELINGER, B. 2005: Ökologische Resilienz nach Feuer: Die Waldbrandfläche Leuk als Modellfall. Schweiz. Zeitschrift für Forstwesen 9: 345-352.

Anhang

- A. Aufnahmeformular
- B. Standortangaben zu den Stichproben
- C. Klassifikation der Brandintensität nach DOYLE 2004
- D. Vegetationstabellen 500 m², 200 m² und 30 m²

Anhang B: Standortangaben zu den Stichproben (mit alten Koordinaten von 1996 in Klammern).

Stichproben Nr.	X-Koordinaten	Y-Koordinaten	Höhe ü. M. (m)	Neigung (0-90°)	Exposition (0-400°)
067	617025	131825	1860	30	285
071	616850	132000	1870	33	205
077	616800	131975	1850	32	200
080	616600	131850	1760	30	175
089	616450	131750	1725	38	195
091	616225	131550	1625	25	230
104	615925	131325	1530	32	185
106	616475	130750	1350	27	220
107	615975	130725	1265	28	220
109	615900	131200	1460	28	210
115	615750	131075	1400	36	170
120	616700	130875	1455	30	220
128	615400	130450	1200	36	280
129	615850	130775	1290	13	160
135	616175	130650	1280	25	185
138	615675	130650	1280	37	180
139	615825	130625	1235	30	205
140	615950	130550	1205	34	200
141	616025	130475	1180	31	230
144	616350	130625	1285	25	190
145	615700	130575	1215	30	160
147	616000	130600	1225	32	195
148	616100	130575	1230	30	220
150	615725	130200 (175)	1060	20	160
151	616250	130575	1250	33	240
152	616125	130450	1170	32	190
158	615975	130400	1130	31	200
163	615 800 (825)	130250	1075	10	200
164	615550	130175	1095	35	175
234	617000	132000	1890	22	220
246	617000	131500	1780	25	250
250	616250	131250	1500	24	245
251	616750	131250	1620	20	280
257	616500	131000	1465	24	230
262	615750	130750	1290	32	135
263	616250	130750	1320	24	215
269	616000	130500	1180	26	240
272	615250	130250	1030	37	235
273	615750	130250	1075	16	195
277	615500	130000	1000	33	233

Anhang C: Klassifikation der Brandintensität (nach DOYLE 2004, S.244).

Table 11.2. Classification of fire severity classes

Attribute	Fire Severity Class		
	Moderate	Moderate-Severe	Severe
Tree mortality	Mortality of canopy trees 40–90% within first two decades after fire. Live trees and saplings dispersed throughout stand.	Mortality of canopy trees >90% within first two decades after fire. Widely spaced live canopy trees or clumps of trees found in the stand.	Mortality of large and small trees 100%.
Fuel on dead trees	Dead conifer trees often have unscorched bark. Large and small branches and fine twigs, and often needles, remain from the base to the top of the tree.	Bark on dead trees scorched, but not deeply charred by fire. Large and many small branches, and some fine twigs, remain on dead canopy trees. Dead leaves or needles may be present on trees or on soil surface.	Bark on dead trees is deeply charred. Large and some small branches remain on dead trees. Some fine twigs remain, but most have been consumed by fire. Dead needles usually absent.
Scorch height on trees	Many or all trees scorched only near the base of the tree, but some trees may be scorched into the canopy.	Scorch height variable within a stand. Fire reaches the canopy of some but not all trees.	Most or all trees scorched into the canopy.
Ground layer fuel	Effect of fire is patchy on the understory. Fire may consume litter, upper duff, understory plants, and foliage of understory trees. Little to no mineral soil exposed.	Fire consumes understory plants and foliage of understory trees. Patches of exposed mineral soil exist, but often much of forest floor remains.	Fire consumes understory plants and foliage of understory trees. Organic matter on soil surface deeply charred or consumed. Much bare mineral soil exposed.
Woody debris on ground	Logs on ground that predate fire are partially blackened.	Logs on ground that predate fire are scorched to charred.	Logs on ground that predate the fire are deeply charred.

VEGETATIONS-AUFNAHME WALDBRANDGEBIET LEUK

Allgemeines	Flächennummer	Datum	Neigung (0-90°)	Feuerintensität	Anmerkungen																
	Koordinaten	Höhe ü. M.	Exposition (0-400°)	moderate																	
				moderate-severere severe																	
Vegetationsschichten	mittlere Schichthöhe (m)			Schichtdeckung (%)																	
	0.3a	2a	5a	0.3a	2a	5a															
	Bäume																				
	Sträucher																				
Kräuter	Bestandesdichte vor dem Brand			Stammzahl																	
	0.3a			2a			5a			N (Bitterlich)											
	Verbrannte Bäume >5m (H _{max})																				
	Nicht-/Teilverbrannte Bäume >5m (H _{max})			Artmächtigkeit																	
	0.3a			2a			5a														
	1																				
	2																				
	3																				
	Bäume - Baumverjüngung	Baumkeimlinge		0.3 a				2a					5a								
				Anzahl				Artem					Artem								
		0-20 20-50 50-100 100-150 >150				0-20 20-50 50-100 100-150 >150					0-20 20-50 50-100 100-150 >150										
1																					
2																					
3																					
4																					
5																					
6																					
Baum-Stockausschläge		0-20 20-50 50-100 100-150 >150				Artem					Artem										
1																					
2																					
3																					
Sträucher 0.5-5m (H _{max})	Artmächtigkeit									Artmächtigkeit						Braun-Blanquet-Skala r = 1 Exp. + = < 1% 1 = 1-5 % 2 = 5-25 % 3 = 25-50 % 4 = 50-75 % 5 = > 75 %					
	0.3a			2a			5a			0.3a			2a				5a				
	S K			S K			S K			S K			S K								
	1																				
	2																				
	3																				
	4																				
	5																				
	6																				
7																					
8																					

gehört: Marianna Serena, Hotel Leuca Fortis, 3953 Leuk-Stadt oder Haldengutstr.21, 8630 Rüti ZH

Flächennummer	Artmächtigkeit				Artmächtigkeit		
	0.3a	2a	5a		0.3 a	2a	5a
1				41			
2				42			
3				43			
4				44			
5				45			
6				46			
7				47			
8				48			
9				49			
10				50			
11				51			
12				52			
13				53			
14				54			
15				55			
16				56			
17				57			
18				58			
19				59			
20				60			
21				61			
22				62			
23				63			
24				64			
25				65			
26				66			
27				67			
28				68			
29				69			
30				70			
31				71			
32				72			
33				73			
34				74			
35				75			
36				76			
37				77			
38				78			
39				79			
40				80			

Kräuter