

Dynamik der alpinen Waldgrenze – räumlich-zeitliche Modellierung der Aufforstung Stillberg (Dischmatal, Davos)

Diplomarbeit von Martina Forster

Ausgeführt unter der Leitung von Dr. P. Bebi (SLF)

Fakultätsvertreter Prof. Dr. R. Weibel

Geographisches Institut der Universität Zürich

Oktober 2006

Vorwort

Die unzähligen Gesichter der Natur und die von ihr ausgehende Energie und Kraft wecken in mir Bewunderung und Faszination für die Phänomene und Prozesse, die sie hervorbringen. Dass ich mich gerade mit der alpinen Waldgrenze und den Bäumen am Stillberg so eingehend befasst habe, ergab sich vor allem aus der verlockenden Gelegenheit, ein Ökosystem unter vielen verschiedenen Aspekten ganzheitlich zu betrachten. Mich hat in dieser Arbeit nicht nur der Erfolg der gepflanzten Bäume der Aufforstung Stillberg interessiert, sondern auch deren Entwicklungsdynamik vor dem Hintergrund der extremen Bedingungen an der alpinen Waldgrenze. Das Erlernen verschiedener Methoden geografischer und statistischer Art hat mich während der ganzen Arbeit zusätzlich motiviert.

Zum Gelingen dieser Arbeit haben viele Menschen beigetragen, denen ich an dieser Stelle ganz herzlich danken möchte. Zuerst geht ein grosser Dank an Peter Bebi für die fachkundige Betreuung insbesondere bei der Durchführung und der Auswertung der statistischen Analysen. Für die konstruktiven Gespräche und die Offenheit gegenüber meinen Ideen zur Umsetzung der Arbeit möchte ich mich herzlich bedanken. Ein herzliches Dankeschön geht auch an Ross Purves für die Bereitstellung des JAVA-Codes zur Auswertung der Temperaturdaten, an Manfred Stähli und Christoph Marty für die Unterstützung beim Aufbereiten der ALPINE3D-Inputdaten und Michael Lehning und Nora Helbig für die Hilfe bei der Durchführung der Simulation. Die anregenden Diskussionen mit Britta Allgöwer, Sara Fabrikant, Robert Weibel, Walter Schönenberger, Sonja Wipf und Christian Rixen haben viel zum Gelingen der Arbeit beigetragen, weshalb ich mich bei allen für ihre Anregungen bedanken möchte. Meiner Familie und meinen Freunden danke ich herzlich für ihre moralische Unterstützung während der ganzen Zeit der Arbeit und speziell meinem Freund und meinem Vater für das Korrekturlesen der Arbeit.

Otelfingen, Oktober 2006

Martina Forster

Zusammenfassung

Seit der letzten Eiszeit war die alpine Waldgrenze ständigen Schwankungen unterlegen. Hinsichtlich der imminzenten Klimaänderung und der Schutzwirkung des Gebirgswaldes vor Naturgefahren wie Lawinen und Steinschlag ist es dringlich, die steuernden Prozesse im Ökosystem Waldgrenze zu verstehen. Im Aufforstungsversuch am Stillberg im Dörmatal (Davos) wurden im Jahre 1975 mehr als 90 000 Bäume in einem waldgrenznahen Lawinenanrissgebiet gepflanzt und anschliessend einem intensiven Monitoring unterzogen. Nach dreissigjähriger Entwicklung wurde im Sommer 2005 eine weitere Bestandesaufnahme der Aufforstung durchgeführt. Ziel der vorliegenden Arbeit war es, an der langjährigen Datenreihe der Aufforstung Stillberg mit geografischen und statistischen Methoden zu untersuchen, welche Faktoren das Wachstum und das Überleben von Bäumen an der alpinen Waldgrenze beeinflussen und wie sich die Zusammenhänge im Laufe der Entwicklung verändern. Eine ausführliche Darlegung empirischer Befunde zum Ökosystem Waldgrenze diente dabei als Grundlage.

Die Entwicklung der Aufforstung wurde anhand der Baumbestände in den Jahren 1985, 1995 und 2005 für die drei gepflanzten Baumarten Arve, Bergföhre und Lärche untersucht. In einem ersten Schritt wurden die bestehenden Datensätze zur Standortcharakteristik der Aufforstung um weitere Informationen ergänzt. Aufgrund des bedeutenden Einflusses der Oberflächen- und Bodentemperatur (-10 cm) auf die Bäume an der alpinen Waldgrenze, wurden die Temperaturverhältnisse des Untersuchungsgebiets mit einem Oberflächenprozess-Modell (ALPINE3D) simuliert. Die Nachbarschaftseinflüsse auf das Überleben der Bäume wurden aus den Überlebensmustern modelliert und in Variablen integriert. Aus dem hoch aufgelösten digitalen Höhenmodell (2 m) wurden Höhe über Meer, Hangneigung, Exposition und Hangkrümmung berechnet. Die verschiedenen Standortfaktoren und Nachbarschaftsbeziehungen wurden anschliessend mit räumlichen Analysen auf Muster untersucht und es wurden Annahmen über Zusammenhänge zwischen den Variablen getroffen. In der einfachen logistischen Regressionsanalyse wurden Einflüsse der Variablen auf das Überleben der Bäume geprüft. In der multiplen logistischen Regression wurden die Überlebensmuster der drei Zeitschritte unter der kombinierten Wirkung mehrerer Standortbedingungen modelliert.

Im Laufe der Entwicklung haben günstige und ungünstige Standortbedingungen für das Überleben der Bäume immer wieder geändert. Während die Schneeverhältnisse - insbesondere die frühe Ausaperung im Frühling - und die kleinstandörtliche Topografie fortwährend das Überleben beeinflussten, wurde die Nachbarschaft mit zunehmendem Alter wichtiger für die Arve und die Bergföhre. Bedingt durch Pilzkrankheiten und eine langandauernde Schneebedeckung haben diese beiden Baumarten von Beginn weg eine intensive Ausdünnung erfahren. Die Lärche hat in der Aufforstung am besten überlebt und tritt auch nach 30 Jahren häufig noch im dichten Pflanzungsmuster auf. Sie wurde vor allem von Lawinenniedergängen geschädigt und weist erst in den letzten Jahren Anzeichen einer Selbstaussdünnung aufgrund des wachsenden Platzbedarfs auf. Der Selektionsprozess für die Arven und Bergföhren ist weit fortgeschritten, während dieser bei den Lärchen noch anhält. Eine strukturelle Veränderung der Aufforstung in Richtung der für die Baumarten typischen Ansprüche konnte folglich besonders für die Arve und die Bergföhre festgestellt werden.

Mit dieser Arbeit wurde gezeigt, dass die Dynamik der Aufforstung als waldgrenznahes Ökosystem weder zeitlich noch räumlich linear verläuft und dies unter Verwendung räumlicher Methoden gemeinsam mit statistischen Analysen deutlich zum Ausdruck kommt. Die Bedeutung des Kleinstandortes ändert im Laufe des Jugendwachstums und der Einfluss der Nachbarschaft nimmt mit zunehmendem Alter der Bäume zu. Mit Hilfe der angewandten Methoden konnten die verantwortlichen Prozesse für die Entwicklung der Aufforstung bis 2005 detailliert gezeigt werden, wobei keine sichere Aussage über zukünftige Prozesse gemacht wird. In nachfolgenden Untersuchungen der Aufforstung könnte die dynamische Entwicklung beispielsweise mit einem Zellulärautomaten nachvollzogen und dann für Prognosen über die längerfristige Entwicklung verwendet werden.

Inhalt

Vorwort	I
Zusammenfassung	III
Inhalt	V
Tabellenverzeichnis	IX
Abbildungsverzeichnis	XI
1 Einleitung	1
1.1 Motivation und Problemstellung	1
1.2 Zielsetzung	3
1.3 Forschungsfragen und Hypothesen	3
1.4 Aufbau der Arbeit	4
2 Grundlagen	5
2.1 Ökosystem Waldgrenze	5
2.1.1 Begriffliche Erläuterungen	5
2.1.2 Ausprägung der alpinen Waldgrenze	7
2.1.3 Waldgrenze im Alpenraum	10
2.1.4 Dynamik der alpinen Waldgrenze	13
2.1.5 Waldgesellschaften und Baumarten der Zentralalpen	16
2.2 Stand der Forschung	17
2.2.1 Bedeutung der Temperatur für die Lage der Waldgrenze	18
2.2.2 Folgen der Klimaerwärmung für die Waldgrenze	19
2.2.3 Forschungsansätze	21

3 Untersuchungsgebiet	25
3.1 Geografische Lage und Standortbedingungen	25
3.1.1 Mikroklimatische Bedingungen	27
3.1.2 Bodentemperatur ausgewählter Standorte	27
3.2 Versuchsaufforstung Stillberg	28
3.3 Entwicklung der Aufforstung 1975 bis 1995	30
4 Methoden	33
4.1 Datengrundlagen und Datenerhebung	33
4.1.1 Abhängige Variable	33
4.1.2 Unabhängige Variablen	34
4.1.2.1 Simulation der Temperaturverhältnisse mit ALPINE3D	35
4.1.2.2 Modellierung der Nachbarschaft	38
4.1.2.3 Übrige Variablen	41
4.1.3 Stichprobenwahl für die statistischen Analysen	44
4.2 Explorative räumliche Analysen	44
4.2.1 Beschreibung der Punktverteilung der überlebenden Bäume	44
4.2.1.1 Orientierung der überlebenden Bäume im Raum	44
4.2.1.2 Konzentration der überlebenden Bäume im Raum	45
4.2.2 Punktmuster der überlebenden Bäume	45
4.2.3 Mustererkennung für die Baumhöhen	45
4.2.4 Überlebensmuster in Abhängigkeit der Standortfaktoren	46
4.2.5 Räumliche Autokorrelation in den Stichproben	46
4.3 Statistische Analysen	46
4.3.1 Vorbereitende Analysen	47
4.3.2 Multiple logistische Regressionsmodelle für das Überleben	47
4.3.3 Vergleich der Modelle 1985, 1995 und 2005	48
5 Resultate	49
5.1 Auswertung der Temperatursimulation	49
5.1.1 Abgeleitete Temperaturvariablen aus der Simulation mit ALPINE3D	49
5.1.2 Validierung der simulierten Temperaturen	52
5.2 Resultate der räumlichen Analyse	53
5.2.1 Punktverteilung der überlebenden Bäume	53
5.2.2 Punktmuster der überlebenden Bäume	54
5.2.3 Mustererkennung für die Baumhöhen von 1985 und 1995	57
5.2.4 Kombinationen der überlebenden Bäume mit Standortbedingungen	58
5.2.5 Räumliche Autokorrelation in den Stichproben	61
5.3 Resultate der statistischen Analyse	61
5.3.1 Vorbereitende Analysen	61
5.3.2 Einfache logistische Regression für das Überleben	63
5.3.3 Multiple logistische Regressionsmodelle für das Überleben	66

6 Diskussion	69
6.1 Evaluation der Temperatursimulation	69
6.2 Kombination räumlicher und statistischer Methoden	70
6.3 Entwicklung der Aufforstung bis 2005	73
7 Schlussfolgerungen und Ausblick	79
Literaturverzeichnis	83
Anhang A - Daten	A1
Anhang B - Statistische Auswertungen	B1

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1:	Klimatypen und Ausprägung der Waldgrenze	7
Tab. 2.2:	Ökologische Faktoren an der alpinen Waldgrenze	8
Tab. 2.3:	Nadelbäume der alpinen Waldgrenze in den Zentralalpen	17
Tab. 3.1:	Topfpflanzen für die Pflanzung im Jahre 1975	29
Tab. 3.2:	Standortsgunst in der Aufforstung Stillberg bis 1995	31
Tab. 4.1:	Parameter des Meteodatensatzes für die Temperatursimulation	36
Tab. 4.2:	Abgeleitete Temperaturvariablen aus der Simulation mit ALPINE3D	38
Tab. 4.3:	Modellierte Nachbarschaftsvariablen	40
Tab. 5.1:	Nächster Nachbar Index der Aufforstung	54
Tab. 5.2:	Mittlere Distanz zwischen Bäumen einer Einheitsfläche	54
Tab. 5.3:	Mittlere Nachbarschaftswerte für nicht-/überlebende Bäume	61
Tab. 5.4:	Räumliche Autokorrelation der Daten	61
Tab. 5.5:	Baumhöhen der überlebenden Bäume 2005	63

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1:	Waldgrenzschwankungen seit der letzten Eiszeit	2
Abb. 1.2:	Lage der natürlichen Waldgrenze in der Schweiz	2
Abb. 2.1:	Waldgrenzökoton	6
Abb. 2.2:	Typen der alpinen Waldgrenze	6
Abb. 2.3:	Globale Lage der Wald- und der Schneegrenze	10
Abb. 2.4:	Waldgrenze und Mitteltemperatur der Vegetationsperiode	10
Abb. 2.5:	Höhenstufen der Waldstandorte in den Alpen der Schweiz	12
Abb. 2.6:	Potentielle natürliche Vegetation der Schweiz	12
Abb. 2.7:	Gliederung des Pleistozäns und Vegetationsdynamik	14
Abb. 2.8:	Gliederung der Würmeiszeit und Vegetationsdynamik	14
Abb. 2.9:	Klimaszenarien für Europa bis 2100	19
Abb. 3.1:	Dischmatal aus Vogelperspektive	26
Abb. 3.2:	Untersuchungsgebiet Stillberg	26
Abb. 3.3:	Temperaturprofile vom Stillberg	27
Abb. 3.4:	Einheitsfläche mit 25 gepflanzten Bäumen	29
Abb. 3.5:	Anordnung der Einheitsflächen in der Aufforstung	29
Abb. 3.6:	Überlebensprozente bis 1995	30
Abb. 4.1:	Übersicht der Daten	34
Abb. 4.2:	Prozessmodell ALPINE3D	36
Abb. 4.3:	Einflussbereiche der Nachbarschaft	39
Abb. 4.4:	Nachbarschaft je Baumposition in der Einheitsfläche	39
Abb. 4.5:	Relief des Stillbergs	42
Abb. 4.6:	Hangneigung des Stillbergs	42
Abb. 4.7:	Exposition des Stillbergs	43

Abb. 4.8:	Konvexe und konkave Krümmung	43
Abb. 4.9:	Horizontale Hangkrümmung des Stillbergs	43
Abb. 5.1:	Räumliche Ausprägung der Temperaturvariablen	51
Abb. 5.2:	Vergleich Oberflächentemperatur 1962 und heute	53
Abb. 5.3:	Jahresgang der Temperaturmessung am Stillberg	53
Abb. 5.4:	Überlebensmuster	55
Abb. 5.5:	Ausdünnung der Aufforstung	56
Abb. 5.6:	Differenz der Baumhöhen 1975 bis 1985, 1985 bis 1995	57
Abb. 5.7:	Kombination Ausaperungsdatum vs. Überleben	58
Abb. 5.8:	Kombinationen Hangneigung, Exposition, Lawinen vs. Überleben	59
Abb. 5.9:	Kombinationen Boden, Humus, Pflanzen vs. Überleben	60
Abb. 5.10:	Überlebenskurven bis 2005	62
Abb. 5.11:	Überlebensdichte pro Einheitsfläche 2005	62
Abb. 5.12:	Häufigkeit der Überlebensklassen	62
Abb. 5.13:	Baumhöhen bis 2005	63
Abb. 5.14:	Singuläre Wirkung der Variablen auf das Überleben	64
Abb. 5.15:	Kombinierte Wirkung der Variablen auf das Überleben	68
Abb. 6.1:	Günstige und ungünstige Standortbedingungen für das Überleben	74

Einleitung

1.1 Motivation und Problemstellung

Wie schnell reagiert die alpine Waldgrenze auf Veränderungen der äusseren Einflüsse wie Klima oder Nutzung? Wie wird sich die alpine Waldgrenze in Zukunft weiterentwickeln? Diese Fragen stellen sich heute eindringlich vor dem Hintergrund der globalen Klimaerwärmung (IPCC, 2001). Neben der Gletscherbeobachtung dient denn auch die Waldgrenze als zuverlässiger Klimaindikator, da sie auf Klimaänderungen nur träge reagiert und kurzfristige Temperaturschwankungen sich nicht auf deren Lage auswirken.

Die alpine Waldgrenze hat seit dem Ende der letzten Eiszeit (12000 Jahre vor heute) immer wieder Schwankungen im Bereich von einigen hundert Metern erfahren (Abb. 1.1). Waren diese bis 7000 Jahre vor heute allein klimatisch bedingt, hat sich besonders in der jüngeren Zeit die anthropogene Waldnutzung auf die Lage der Waldgrenze ausgewirkt. Der wachsende Einfluss durch Holzung und Weidewirtschaft führte besonders ab dem 19. Jahrhundert zur zunehmenden Verdrängung der Waldgrenze in tiefere Lagen (Burga, 2003). Mit dem nachlassenden Nutzungsdruck in den Alpen steigt die Waldgrenze aktuell wieder an, wobei es schwierig ist zu quantifizieren, welchen Einfluss die Klimaerwärmung dabei hat (Abb. 1.2).

Um eine Aussage über die Reaktion der Waldgrenze hinsichtlich der Klimaerwärmung zu machen, muss zunächst die viel grundlegendere Frage nach den verantwortlichen Prozessen im Ökosystem Waldgrenze beantwortet werden. In einer weltweiten Betrachtung alpiner Waldgrenzen finden Körner und Paulsen (2004) eine enge Kopplung zwischen der Temperatur und der Lage der Waldgrenze. Die globale Verteilung der klimatisch bedingten Waldgrenzen kann demnach mit einem Wärmemangel (Vegetationsperiode 5.5 bis 7.5°C) in Zusammenhang gebracht werden. Die lokale Ausprägung der Waldgrenze wird jedoch von zahlreichen weiteren Faktoren und Prozessen bestimmt. Das lokale Klima, die Topografie und damit verbundene biotische und geomorphologische Prozesse bilden die Waldgrenze lokal sehr unterschiedlich aus. Die Waldgrenze lässt sich dabei nicht reduzieren auf ein paar wenige steuernde Faktoren, sondern muss als komplexes, dynamisches System von Prozessen verstanden werden.

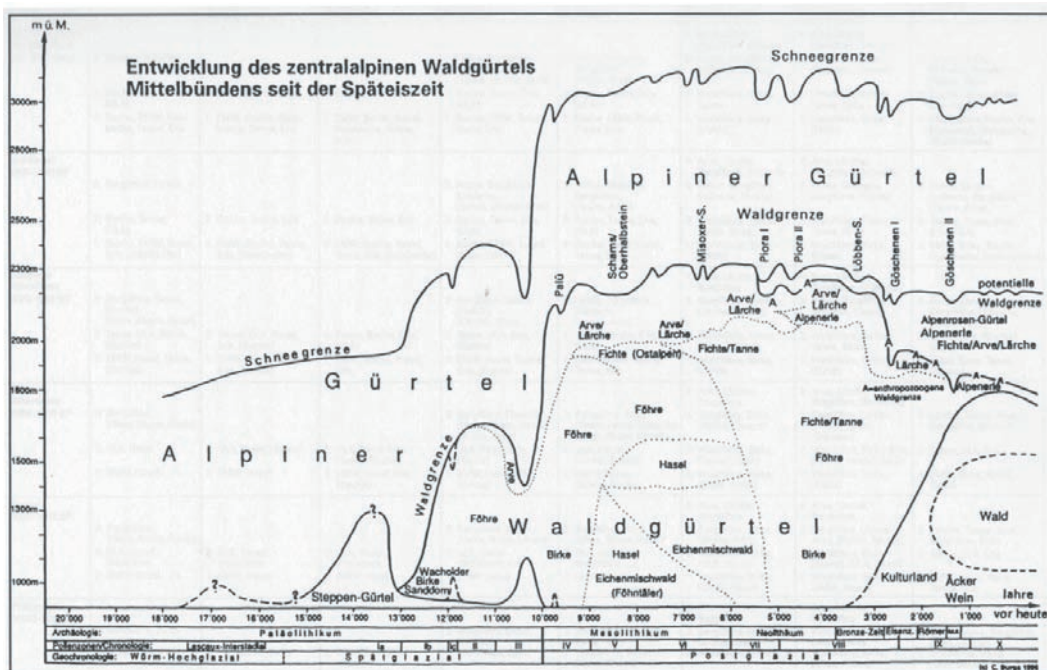


Abb. 1.1: Waldgrenzschwankungen in Mittelbünden (Burga, 1988).

Zum Zwecke eines besseren Prozessverständnisses sind schon diverse Modelle entwickelt worden, die sich aber meist auf eine grosse räumliche Skala beziehen und nicht auf langjährige Datenreihen gestützt sind (Theurillat und Guisan, 2001; Gehrig-Fasel, in Bearbeitung). Auf der Ebene der einzelnen Bäume fehlen weitgehend Untersuchungen der räumlich-zeitlichen Dynamik und die Vermutung liegt nahe, dass Kleinstandorte einen wesentlichen Einfluss auf das Überleben und Wachstum von Bäumen an der alpinen Waldgrenze haben.

Am Stillberg (Dischmatal, Davos) wurden im Jahr 1975 mehr als 90000 Bäume im Waldgrenzbereich auf 2050 bis 2220 m ü.M. gepflanzt, um Möglichkeiten und Grenzen von Hochlagenaufforstungen zur Wiederherstellung von Lawinenschutzwäldern zu untersuchen. Anschliessend wurden diese Bäume einem intensiven Monitoring unterzogen. Diese langjährige Datenreihe wurde im Sommer 2005 um eine weitere Bestandesaufnahme ergänzt, was eine Untersuchung der Entwicklung der Bäume während der ersten 30 Jahre nahe legt.

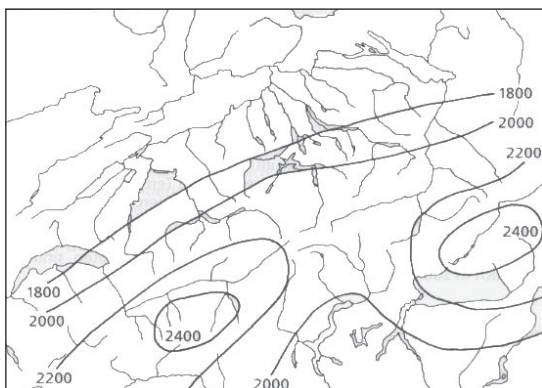


Abb. 1.2: Lage der natürlichen Waldgrenze in der Schweiz. Bei Davos liegt sie auf etwa 2200 m ü.M. (Landolt, 2003).

Bisher wurde die Entwicklung der Aufforstung mit univariaten statistischen Analysen untersucht (Senn und Schönenberger, 2001). Dabei wurden Interaktionen der beteiligten Faktoren nicht einbezogen. Eine multivariate Betrachtung könnte dieses Zusammenspiel der verschiedenen Einflüsse besser erfassen, ist wegen den engen ökologischen Zusammenhängen jedoch schwierig zu interpretieren. Zur Verdeutlichung der räumlich-zeitlichen Dynamik bieten sich Methoden der geografischen Informationsanalyse an.

1.2 Zielsetzung

In dieser Arbeit wird an der langjährigen Datenreihe der Aufforstung Stillberg untersucht, welche Faktoren das Wachstum und Überleben von Bäumen an der alpinen Waldgrenze beeinflussen und wie sich diese Zusammenhänge im Laufe der Entwicklung ändern. Es werden Methoden der räumlichen Analyse in Kombination mit statistischen Analysen verwendet, um die komplexen, interagierenden Prozesse zu erfassen.

1.3 Forschungsfragen und Hypothesen

Von der Zielsetzung ausgehend stellt sich die zentrale Frage, welche Prozesse der räumlichen Verteilung der Bäume in der Aufforstung Stillberg zugrunde liegen. Um diese Frage eingehend zu betrachten, werden die folgenden inhaltlichen und methodischen Forschungsfragen formuliert:

- i. Wie verändert sich der Einfluss verschiedener Standortfaktoren auf die Entwicklung der Bäume in Raum und Zeit?
- ii. Welche Rolle spielen Nachbarschaftsbeziehungen wie Konkurrenz und Synergie in der Dynamik der Aufforstung?
- iii. Können Resultate und Interpretation von multivariaten Regressionsanalysen durch Einbezug von Methoden der Musteranalyse bestätigt bzw. verbessert werden?

Basierend auf diesen Forschungsfragen und unter Bezugnahme auf Senn und Schönenberger (2001) werden verschiedene Hypothesen gebildet:

H1: Der Einfluss der fürs Überleben eines Baumes relevanten Faktoren ändert sich im Laufe des Jugendwachstums. Der Einfluss des Kleinstandorts wird mit zunehmendem Alter kleiner.

H2: Konkurrenz- und Synergiebeziehungen sind zu einem wesentlichen Teil für die Entwicklung der Bäume verantwortlich. Mit zunehmendem Alter nehmen Konkurrenzeffekte durch Nachbarbäume ab und Synergieeffekte zu.

H3: Explorative Punktmusteranalysen unterstützen die Selektion der Variablen, die in multiplen Regressionsmodellen verwendet werden sollen.

H4: Die räumlichen Analysen können zur Plausibilitätsprüfung eines multiplen Regressionsmodells eingesetzt werden.

1.4 Aufbau der Arbeit

Die vorliegende Arbeit gliedert sich in sieben Kapitel. In Kapitel 2 wird auf die theoretischen Grundlagen zum Ökosystem Waldgrenze und auf aktuelle Forschungsansätze zur Untersuchung der Waldgrenzdynamik eingegangen. Das Untersuchungsgebiet wird in Kapitel 3 vorgestellt, bevor in Kapitel 4 die Datengrundlagen und die Methoden erläutert werden. Kapitel 5 enthält die Resultate, welche in Kapitel 6 diskutiert werden. Den Abschluss bilden die Schlussfolgerungen und ein Ausblick.

Grundlagen

2.1 Ökosystem Waldgrenze

2.1.1 Begriffliche Erläuterungen

Die Begrenzung des Waldes in grossen Höhen stellt eine der offensichtlichsten Vegetationsgrenzen dar. Der Übergang vom geschlossenen Gebirgswald zur baumlosen alpinen Vegetation ist laut Körner (2003b) aber keine scharfe Linie, sondern ein Gradient zunehmender Fragmentierung und Entwicklungshemmung, der oft *Waldgrenzökoton* genannt wird. Abb. 2.1 zeigt schematisch diesen Übergang vom geschlossenen Wald zur alpinen Vegetation. Innerhalb des Waldgrenzökotons kann die *Baumgrenze* als obere Grenze der aufrecht wachsenden Bäume beobachtet werden (Landolt, 2003). Der Bereich zwischen der oberen Grenze des geschlossenen Waldes, häufig als eigentliche *Waldgrenze* bezeichnet, und der Baumgrenze wurde früher *Kampffzone* genannt (Baltisberger et al., 2005). Wegen der zunehmend krüppeligen, kleineren Wuchsform werden darüber vorkommende Individuen *Krummholz* genannt. Ott et al. (1997) sprechen von der *Krippelzone*. Vom Begriff Krummholz ausgeschlossen sind Baumarten wie z.B. die Legföhre (*Pinus mugo* subsp. *mugo*), deren krumme Wuchsform eindeutig genetisch und nicht umweltbedingt ist (Arno, 1984; Ott et al., 1997).

Die obige Begriffsbestimmung nach Körner (2003b) bezieht sich auf Waldgrenzen, die mit zunehmender Höhe ausdünnen, bis in grosser Höhe gar keine Bäume mehr vorkommen. Ob von der Waldgrenze aber in diesem Sinne oder im Sinne einer scharfen Grenzlinie gesprochen wird, hängt insbesondere von der Distanz des Betrachters ab. Je weiter entfernt, desto schärfer scheint die Grenze. Die Tatsache, dass der Verlauf einiger Waldgrenzen den geschlossenen Wald direkt, ohne Übergangsbereich, von der alpinen Vegetation trennt und die Streitfrage, wie der Übergang vom geschlossenen Wald zur baumlosen alpinen Vegetation ohne menschlichen Einfluss aussehen würde, machen es nicht einfacher, eine allgemeingültige Definition der Waldgrenze zu finden. Arno (1984) z.B. betrachtet den natürlichen Übergang als immer kleiner werdende Bäume, die in der Höhe aber eine geschlossene Waldgrenze bilden. Eine Baumgrenze entsteht demzufolge erst unter Einwirkung der Menschen. Holtmeier (2000) macht den Vorschlag vier Typen von Waldgrenzen zu unterscheiden (Abb. 2.2). In der vorliegenden Arbeit ist mit dem

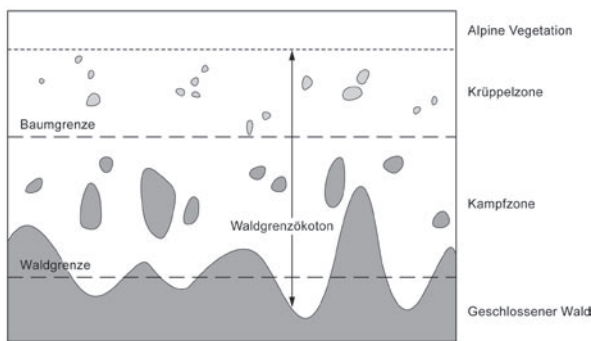


Abb. 2.1: Schematische Darstellung des Waldgrenzökotons (nach Körner, 2003b).

Begriff Waldgrenze jeweils der ganze Übergangsbereich vom geschlossenen Wald bis zur offenen alpinen Vegetation gemeint.

Die *alpine Waldgrenze* ist eine *kalte* oder *klimatische Waldgrenze*, d.h. die Temperatur ist für die Ausbildung derselben verantwortlich. Bugmann (2004) und Körner (2003a) unterscheiden die kalte Waldgrenze von Waldgrenzen, die durch Bodenwassermangel, Nährstoff- oder Salzstress verursacht sind. Arno (1984) vergleicht die Umweltbedingungen der alpinen mit denjenigen der *arktischen Waldgrenze*, die ebenfalls durch Wärmemangel in den hohen Breiten entsteht.

Weil die alpine Waldgrenze im Alpenraum heute fast überall anthropogen z.B. durch Rodungen erniedrigt worden ist, weicht die Lage der *potentiell-natürlichen Waldgrenze* von der aktuellen Waldgrenze um bis zu 400 Höhenmeter ab (Holtmeier, 1986). Die potentiell-natürliche Waldgrenze stellt eine theoretische Höhenlinie dar, bis zu welcher natürliche Waldvorkommen unter den herrschenden Klimabedingungen möglich wären. Sie wird bestimmt mit Hilfe der höchstgelegenen Bäume oder Baumgruppen in geschützten Lagen oder gewissen Hochstauden und Zwergsträuchern (z.B. Grünerle oder Legföhre) (Burga und Perret, 1998).

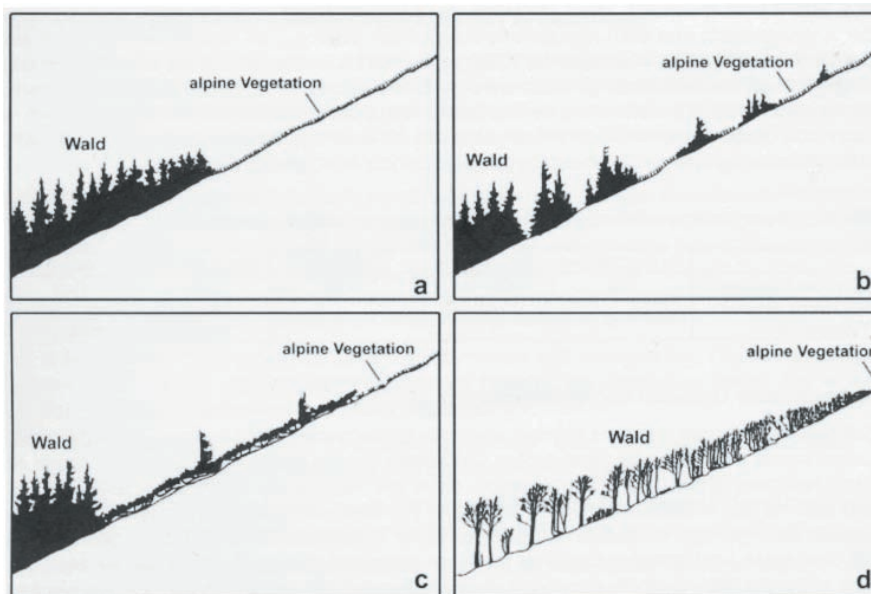


Abb. 2.2: 4 Typen der alpinen Waldgrenze: a) Ausbildung einer scharfen Waldgrenze gegen die alpine Stufe, b) Waldgrenzökoton mit Ausbildung von Wald- und Baumgrenze, c) Krummholzgürtel oberhalb der Waldgrenze, d) gleitender Übergang von hochstämmigen in dichte, krüppelwüchsige Bestände derselben Art (Holtmeier, 2000).

2.1.2 Ausprägung der alpinen Waldgrenze

Arno (1984) gibt umfassende Beobachtungen über das Ökosystem Waldgrenze in verschiedenen Gebirgsregionen der Erde wieder. Viele der nachstehenden Aspekte der alpinen Waldgrenze gründen auf seiner Arbeit. Es werden ursächliche Faktoren für die Ausbildung von Waldgrenzen beschrieben, ökologische Bedingungen und physiologische Anpassungen der Bäume aufgeführt und die global gemeinsame Ursache für die Höhenlage der Waldgrenzen dargestellt.

Steuernde Faktoren

Das herrschende Klima und die lokale Topografie nennt Arno (1984) als generelle Faktoren, die primär für die Ausbildung einer Waldgrenze verantwortlich sind. In Nordamerika unterscheidet er sechs Klimatypen, die Einfluss auf die Ausprägung der Waldgrenze haben (Tab. 2.1). Der Einfluss der Topografie wird durch die unterschiedlichen Expositionen, durch die kleinräumigen Kuppen- und Muldenlagen und durch den Massenerhebungseffekt verursacht, wie im Folgenden erläutert wird.

Tab. 2.1: Klimatypen und die Ausprägung der Waldgrenze (nach Arno, 1984).

Klimatyp	Charakteristik	Ausprägung der Waldgrenze
Maritim	Milde Winter mit viel Schnee; kühle und kurze Sommer; ganzes Jahr kühl und feucht	Je nördlicher, desto tiefere Lage; keine Anpassung der Bäume an extreme Kälte; Wachstum und Verjüngung durch lang liegenden Schnee gehemmt
Kontinental	Sehr kalte Winter mit mässig bis viel Schnee und starken Winden; warme und kurze Sommer mit wenig Niederschlag	Je nördlicher, desto tiefere Lage; höhere Lage mit zunehmendem Gradient von maritim nach kontinental; kälteresistente Arten
Inland-Maritim	Kühlere, trockenere Winter als maritim; mehr Bewölkung und Feuchtigkeit als kontinental; Übergang von maritim zu kontinental	Baumarten maritimer und kontinentaler Regionen
Halbwüste	Sehr wenig Schnee im Winter; ganzjährig trocken; starke Aufheizung im Wechsel mit Kälte	Kleine, fleckige Vorkommen an feuchteren Lagen (Nordhänge); Relikte feuchteren Klimas im Pleistozän; oft kein Krummholz wegen Frostrocknis
Polar	Sehr kalte Winter, teilweise ohne Sonnenlicht; kurze, kühle Sommer ohne Nacht; wenig Niederschlag, kaum Verdunstung; Einfluss maritimer und kontinentaler Luftmassen	Übergang Wald-Tundra in hohen Breiten; Auftauschicht des Permafrosts für Wachstum notwendig; Lage der Waldgrenze entspricht etwa der mittleren Lage der sommerlichen Fronten kalter Luftmassen aus dem Norden und warmer Luftmassen aus dem Süden
Tropisch	Keine Jahreszeiten; kühl mit nassem Schnee und Niederschlag; Temperatur meist über Gefrierpunkt	Hoch steigende Waldgrenze; kann nur auf höchsten Berggipfeln beobachtet werden

Auf der nördlichen Hemisphäre erhalten südexponierte Hänge mehr Strahlung. Dadurch erwärmen sie sich stärker als Nordhänge. Deshalb steigt die alpine Waldgrenze an Südlagen im Allgemeinen höher als an Nordhängen. Winde tragen gleichzeitig zur Erwärmung oder Abkühlung von Hängen bei. Luvseiten erhalten im Winter wenig schützenden Schnee, weshalb sich Bäume da kaum entwickeln können und die Waldgrenze nach unten gedrängt wird. Die warmen und kühlen Lagen sind an den kontrastierenden Pflanzen- und Waldgesellschaften erkennbar. Ähnliche Phänomene bestimmen auch die relative Lage der Waldgrenze auf Geländerippen und Kuppen gegenüber benachbarten Mulden und Becken. Gewöhnlich sind Kuppenlagen wärmer

als Muldenlagen. In so genannten Kaltluftbecken kann die Temperatur viel tiefere Werte erreichen als auf nahen Geländerrücken und zu sommerlichem Nachtfrost führen. Der Effekt, dass Bäume auf Kuppenlagen höher steigen als in benachbarten Becken, ist besonders in maritimen Gebirgen ausgeprägt (Arno, 1984). Der Massenerhebungseffekt beschreibt die Erscheinung, dass die Waldgrenze im Gebirgsinnern höher steigt als in äusseren Gebirgsketten. Der Effekt ist darauf zurückzuführen, dass äussere Gebirgsketten mehr Niederschlag, mehr Bewölkung und stärkere Winde erfahren als die zentralen Ketten, die weniger Feuchtigkeit und mehr Wärme erhalten und vor Wetterfronten geschützt sind (Körner, 1998).

Körner (2003a) betont die enge Korrelation zwischen Temperatur und der Lage der Waldgrenze sowohl auf globaler als auch auf regionaler Ebene, wo die Temperatur wegen der oben beschriebenen Einflüsse der Topografie auf kleinem Raum stark variieren kann. Auf die Bedeutung der Temperatur für die Ausbildung der Waldgrenze wird in Kapitel 2.2.1 angesichts aktueller Forschungsansätze eingegangen.

Ökologie und Physiologie der Bäume

Die extremen ökologischen Bedingungen an der Waldgrenze, die in Tab. 2.2 zusammenfassend dargestellt sind, erschweren die Entwicklung der Pflanzen. Baumarten reagieren darauf mit Überlebensstrategien, die Arno (1984) gliedert nach physiologischer Anpassung, Wuchsform, Verjüngung und Konkurrenz um Ressourcen.

Tab. 2.2: Ökologische Faktoren an der alpinen Waldgrenze (nach Arno, 1984).

Faktor	Auswirkung auf das Ökosystem Waldgrenze
Temperatur	Kurze Vegetationsperiode; Wärmemangel limitiert Zelldifferenzierung und Wachstumsprozesse der Bäume
Wind	Waldgrenze auf Rippen und Gipfeln stark beeinflusst; Bruchschäden; Austrocknung; Schneeverfrachtung
Schnee	Mechanische Schädigung; Kälteschutz im Winter; im Frühling Beeinträchtigung wegen Schneepilzen; verkürzt Vegetationsperiode im Sommer
Niederschlag und Feuchte	Limitiert Baumarten; kritisches Niveau von Temperatur, Boden und saisonaler Verteilung abhängig
Boden und Geologie	Feuchtigkeits- und Nährstoffspeicher; Bodentyp bestimmt Baumarten
Permafrost	Eingeschränkter Wurzelraum; nass während kurzer Vegetationszeit, z.T. Wachstum gar nicht möglich (Arno, 1984); Verbreitung oberhalb Waldgrenze (Vonder Mühl et al., 2001)
Dünne Atmosphäre	Geringe CO ² -Konzentration; starke Verdunstung; Pflanzen schliessen Stomata im Winter
Lichtintensität	Chlorophyll-Verlust unter starker Einstrahlung; erhöhte Verdunstung
Baumindividuen	Artenspezifische minimale Sommerwärme; genetische Anpassung (z.B. Wuchsform)
Samenverfügbarkeit	Geringe Produktion; kurzer Transportweg; Keimling extremen Bedingungen ausgesetzt
Störungen	Lawinen, vulkanische Aktivität, Feuer (Arno, 1984); Murgänge, Steinschlag, Stürme (Ergänzung der Autorin)
Biologische Faktoren	Schädlinge und Krankheiten; Tiere transportieren Samen; Wildschäden; Anthropogene Einflüsse
Interaktion aller Faktoren	Wechselbeziehungen; Rückkopplungseffekte

Ein Beispiel physiologischer Anpassung ist die Fähigkeit während der kurzen Vegetationszeit und vor Einsetzen des herbstlichen Frosts und der langen Wintertrockenheit alle notwendigen Wachstums- und Aufbauprozesse durchzuführen. Die vollständig entwickelte Kutikula in den Nadeln kontrolliert im Winter die Verdunstung, wenn aus dem gefrorenen Boden kaum Feuchtigkeit nachgeliefert wird. Ausserdem haben Bäume der alpinen Waldgrenze ihre höchste Photosyntheserate bei relativ tiefen Temperaturen, verglichen mit der entsprechenden Art in wärmeren Klimata (Tranquillini, 1979). Die Bäume nehmen unterschiedliche Wuchsformen an, um im windigen, kalten und schneereichen Klima zu überleben (Clausen, 1965). An geschützten Standorten können sich erstaunlich grosse Einzelbäume entwickeln, z.B. Lärchen, die im Winter keine grosse Schneelast auf ihren kahlen Ästen tragen. Im oberen Bereich der Kampfzone (vgl. Kapitel 2.1.1) sind die Bäume oft von Frost- und Windschäden geprägt. Die Bäume schützen sich, indem sie in Rotten zusammenstehen oder sich mehrstämmig ausbilden. Wo eine Krüppelzone vorhanden ist, bildet sich Krummholz aus, das wegen der geringen Höhe im Winter von der Schneedecke geschützt wird (Arno, 1984). Die generative Verjüngung an der alpinen Waldgrenze erfordert genügend keimfähige Samen, ein geeignetes Keimbeet und günstige Standortbedingungen. Wärmemangel, extreme Temperaturen, Frosttrocknis, dicke Rohhumusauflagen, Konkurrenz, Schneepilze und mechanische Schädigung durch Schnee erschweren die Entwicklung vom Keimling zum Baum. Verschiedene Baumarten weichen deshalb auf vegetative Vermehrung mit Hilfe von Zweigablegern aus. Die Bildung von Rotten bringt im Innern der Rotte weniger extreme Standortbedingungen und erleichtert die Verjüngung (Baltisberger et al., 2005). Der Kampf um Ressourcen wie Licht, Wasser und Nährstoffe bringt einen ständigen Vegetationswechsel mit sich. Die Konkurrenz ist zwischen Pflanzen ähnlicher Lebensform und ähnlicher ökologischer Nische besonders stark. Beispielsweise wird in einem dichten Nadelwald diejenige Baumart mehr und mehr dominieren, die fähig ist, sich trotz Lichtmangel zu verjüngen (Arno, 1984).

Globale Höhenlage der natürlichen alpinen Waldgrenze

Die natürliche, klimatische Waldgrenze ist heute in vielen Regionen verschwunden. Auf der Suche nach einer ursächlichen Erklärung der Höhenlage der Waldgrenzen weltweit fokussiert Körner (2003b) ausdrücklich auf natürliche, klimatische Waldgrenzen. Die Genauigkeit der von ihm angenommenen Grenzlage entspricht dem Bereich lokaler Abweichungen von ungefähr 100 Höhenmetern. Der Einfluss der nicht gebirgsspezifischen Faktoren Trockenheit und instabiler Untergrund, sowie taxonomisch bestimmte Verbreitungsgrenzen z.B. auf Inseln werden in seiner Untersuchung ausgeklammert. Unter diesen Einschränkungen zeigt sich die Waldgrenze in einem parallelen Verlauf zur Schneegrenze (Hermes, 1955). Die Schneegrenze ist eine rein physikalisch bedingte Grenze und verbindet Punkte, oberhalb derer der Boden ganzjährig schneebedeckt ist und Niederschlag in Form von Schnee fällt (Troll, 1961). Die Parallelen der globalen Höhenlagen der Schnee- und Waldgrenze in Abb. 2.3 lassen vermuten, dass beide Grenzen von einem gemeinsamen physikalischen Faktor verursacht sind. Körner (2003a) findet anhand eines globalen Vergleichs, dass aus Sicht des annähernd breitenunabhängigen Zusammenhangs zwischen der Lage der Waldgrenze und der mittleren Temperatur der Vegetationsperiode eine direkt thermische Erklärung der Waldgrenze die überzeugendste ist (Abb. 2.4; vgl. Kapitel 2.2.1).

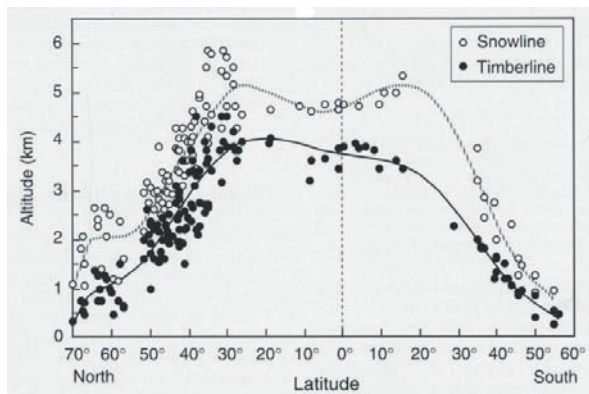


Abb. 2.3: Breitenabhängige Höhenlage der alpinen Waldgrenze und der Schneegrenze (Körner, 2003a).

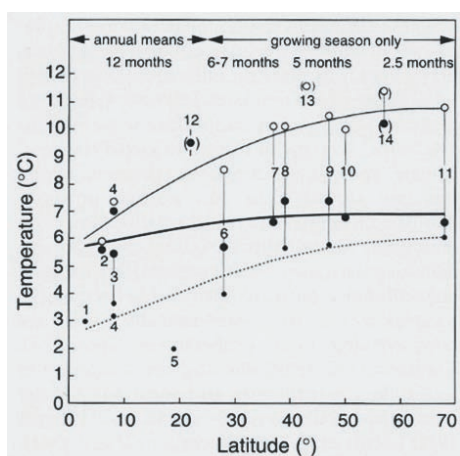


Abb. 2.4: Temperaturen an der alpinen Waldgrenze in unterschiedlichen geografischen Breiten. Oberste Linie: Mitteltemperatur des wärmsten Monats, mittlere Linie: Mitteltemperatur in der Vegetationsperiode, unterste Linie: Temperatur an Baumgruppen in extremen Höhen (Körner, 2003a).

2.1.3 Waldgrenze im Alpenraum

Die alpine Waldgrenze im Alpenraum ist regional klimatisch bedingt. Im Gebirgsinnern, den Zentralalpen, herrschen kontinentale Bedingungen. Die nördlichen und südlichen Randketten der Alpen sind vom maritimen Einfluss des Atlantiks und des Mittelmeers geprägt. Häufig wiederkehrende Wetterlagen wie Föhn- und Westwindlage und Tal- und Bergwindssysteme beeinflussen die Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse und damit die Lage der Waldgrenze (vgl. Kapitel 2.1.2).

Das Relief der von West nach Ost verlaufenden Gebirgskette birgt viele Kleinstandorte, die während Jahrtausenden von Gletschern und geomorphologischen Prozessen geformt wurden. Ein Mosaik aus Kuppen- und Muldenlagen, steilen Abhängen, Schluchten und flachen Hochtälern spiegelt sich in den lokalen Abweichungen der Waldgrenze von der mittleren Lage wieder. Landolt (2003) schreibt, dass die Waldgrenze z.B. in den hintersten Talböden wegen kalten Winden, in Mulden wegen langer Schneebedeckung oder auf windexponierten Kuppen wegen Austrocknungsgefahr tiefer liegt. Störungen wie Lawinen, Murgänge, Erdbeben, Steinschlag, starke Stürme oder Waldbrand beeinflussen den Gebirgswald, löschen ganze Flächen aus oder verunmöglichen mit wiederkehrenden Ereignissen überhaupt die Entwicklung einer geschlossenen Waldfläche.

Ott et al. (1997) fassen Umweltbedingungen zusammen, welche für die Waldgrenzökosysteme der Alpen gelten. Der Wärmemangel verlangsamt das Wachstum, führt zu Frosttrocknis und erschwert die Verjüngung der Wälder. Bischoff (1987) hebt die Bedeutung der Windgassen für

die Verbreitung kalter Luft in tiefere Lagen hervor. Die fehlende Wärme ist auch dafür verantwortlich, dass sich in der Höhe wegen langsamer Zersetzung der Nadeln trockene Streuauflagen entwickeln, die für die Verjüngung nachteilig sind. Die hohen und langandauernden Schneedecken beeinflussen die Entwicklung der Bäume in zweifacher Weise. Der Schnee wirkt mit seinem Gewicht und mit der Bewegung (Schneesetzung, Schneekriechen, Schneegleiten, Schneerutschen und Lawinen) mechanisch besonders auf die jungen Bäume. Schneepilze gefährden die Verjüngung von Fichte, Arve und Bergföhre wo der Schnee im Frühling lange liegen bleibt. In kontinentalen Lagen können an sonnenexponierter Lage auf dunkler Unterlage Oberflächentemperaturen von über 80°C auftreten und nachts herrscht wegen grosser Abstrahlung häufig Frostgefahr. Die trockene Luft in hohen Lagen kann z.B. auf Moderauflage weniger als 40% relative Luftfeuchtigkeit haben. Starke Windstürme wie Vivian (im Februar 1999) hinterlassen grossflächige Waldöffnungen und geben dem Borkenkäfer Raum zur Entwicklung. Der Schädling kann Fichtenwälder bei Kalamitäten bis hinauf zur Waldgrenze schwächen und gefährdet die Schutzfunktion des Waldes. Und schliesslich erschwert die Vegetationskonkurrenz durch Reitgras, Hochstauden, Farne oder Zwergsträucher die Verjüngung der Nadelbäume (Ott et al., 1997). Ein zu geringer Wassergehalt des Bodens ist in den Alpen nur selten begrenzend, da die Pflanzen genügend mit Niederschlag, Schmelz- und Grundwasser versorgt werden. Wasserknappheit tritt zeitweise nur an Südhängen, auf Kuppen oder flachgründigen Böden und in unteren Lagen der Zentral- und Südalpen auf (Landolt, 2003).

Landolt (2003) gibt eine Übersicht über den rezenten Einfluss des Menschen auf die Pflanzenwelt der Alpen, insbesondere der Schweizer Alpen. In der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts hat das Pflanzensammeln einige Arten stark dezimiert oder ganz zum Verschwinden gebracht. Fremde, eingeschleppte Arten konkurrenzieren mit den einheimischen Arten, wenn sie gleiche Standortansprüche haben und können diese gar verdrängen. Seit etwa 1950 hat die Bewirtschaftung der Alpen hauptsächlich wegen mangelnder Erschliessung und fehlender Anreize abgenommen, was zu Verwaldung oder Überalterung lichter Weidebestände führt. Die Klimaerwärmung und die Luftverschmutzung bewirken eine Veränderung der Umweltbedingungen für die Pflanzen (Landolt, 2003).

Die Kombination der beschriebenen klimatischen, topografischen, ökologischen Bedingungen und der menschlichen Einflüsse bewirkt die Ausprägung der Waldgrenze in den Alpen. Die alpine Waldgrenze als selbststabilisierende Vegetationsgrenze reagiert nur sehr träge auf Klimaänderungen (Armand, 1992). Die heutige Position ist Resultat vergangener Klimata und Umwelteinflüsse von einigen hundert Jahren und repräsentiert nicht unbedingt die heutigen Bedingungen (Körner, 2003a). Im Innern der Alpen steigt die natürliche Waldgrenze wegen dem zunehmend kontinentalen Klima an (vgl. 2.1.2). Die Waldgrenze wird in den äusseren Alpenketten vorwiegend vom Fichtenwald, in den inneren Ketten vom Lärchen-Arvenwald gebildet. In den südlichen Kalkalpen stösst der Buchenwald bis zur Waldgrenze vor (Abb. 2.5; Ott et al., 1997). Landolt (2003) stellt die Höhen der mittleren natürlichen Waldgrenzen in der Schweiz als Isolinien dar, die er aus Angaben und Beobachtungen über höchststeigende Bäume und Baumgruppen abgeleitet hat (vgl. Abb. 1.2). Er geht davon aus, dass die heutige natürliche Waldgrenze ohne anthropogenen Einfluss meistens höher liegen würde. In den Zentralalpen liegt die natürliche Waldgrenze demzufolge zwischen 2100 und 2500 m ü.M., in den äusseren Ketten zwischen 1800 und 2100 m ü.M.. Generell steigen die Bäume in Südwestlagen ungefähr 100 m höher als in Nordostlagen (Landolt, 2003). Burga und Perret (1998) machen für die Lage der heutigen potentiell-natürlichen Baumgrenze etwas tiefere Angaben: in den nördlichen Voralpen bei 1700 bis 2000 m ü.M., in den kontinentalen Zentralalpen bei 2100 m ü.M. (Wallis und Engadin bis 2300 m ü.M.), in den Südalpen 1800 bis 2000 m (vgl. Abb. 2.6). Das

pollenanalytisch untersuchte Moor auf der Chüenalp im Dischmatal in Davos liegt im Bereich der Waldgrenze und gibt für den Standort eine potentiell-natürliche Waldgrenzlage bei 2150 m ü.M. an (Burga und Perret, 1998).

Bezüglich Struktur der alpinen Waldgrenze betonen Ott et al. (1997) den unterschiedlichen Aufbau und das vielfältige Verhalten der Gebirgswälder auf kleinem Raum. Günstige und ungünstige Kleinstandorte liegen in einem natürlichen Bestand als Kleinstandortsmosaik neben-

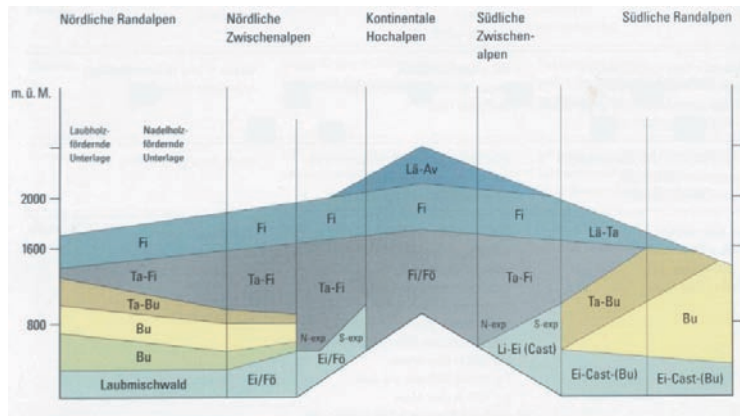


Abb. 2.5: Höhenstufen der Waldstandorte. Querschnitt durch die Schweizer Alpen (Ott et al., 1997).

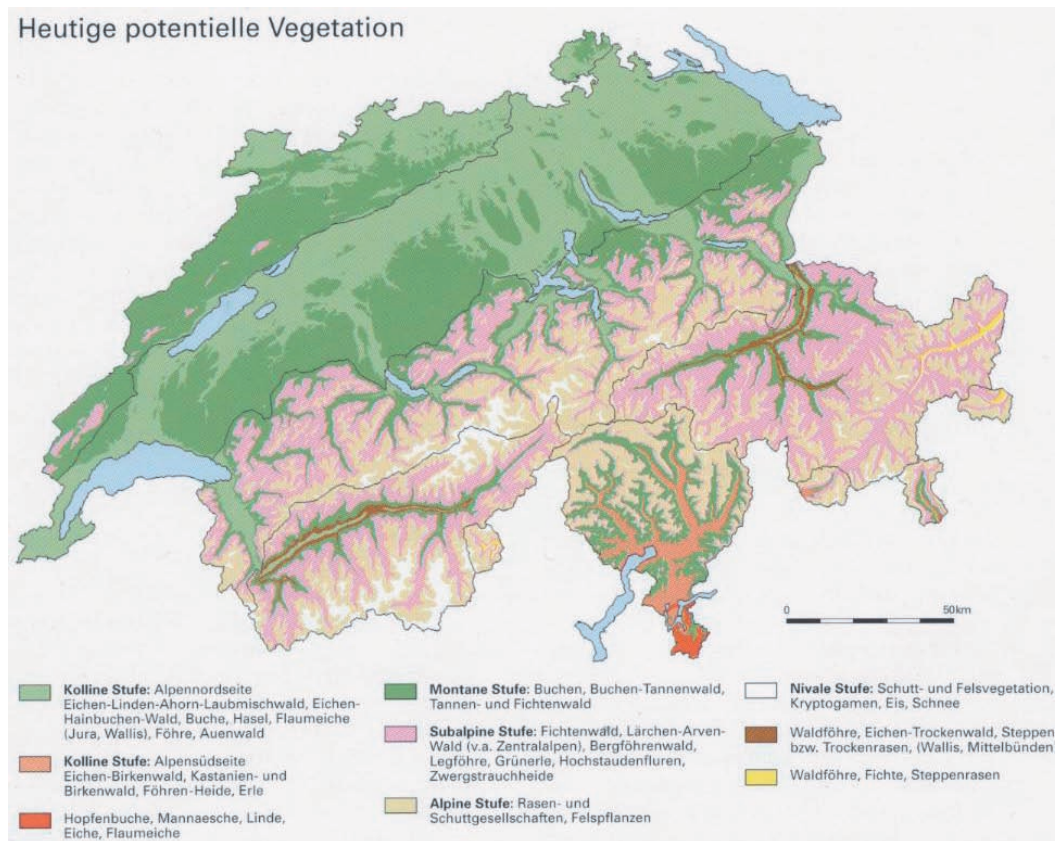


Abb. 2.6: Potentielle natürliche Vegetation der Schweiz. Die Waldgrenze befindet sich zwischen der subalpinen Stufe (z.B. mit Lärchen-Arvenwald) und der alpinen Stufe (Burga und Perret, 1998).

einander. Ott et al. (1997) beschreiben, wie nach Kahlschlägen blossgelegte Böden die Ansammlung vor allem von Fichten und Lärchen unnatürlich dicht ermöglichten. Deshalb sind die Gebirgswälder auf homogenen Standorten heute oft gleichförmiger und dichter als Urwaldbestände. Natürliche Bestände zeigen auf der Fläche eine mehrstufige Struktur, weil Verjüngung in dichten Beständen wegen den schattigen Bedingungen schlecht möglich ist. Verjüngung findet auf Lichtungen, neben älteren Beständen statt. Wo stark beweidet wurde, bildeten sich im Gegensatz zum Kahlschlag verjüngungshemmende Vegetationsformen wie Reitgras oder Hochstauden aus, was in aufgelösten Strukturen resultiert (Ott et al., 1997). In den Alpen sind heute sowohl scharfe als auch fließende Übergänge vom geschlossenen Wald zur alpinen Vegetation zu beobachten. Das Bild der alpinen Waldgrenzen wird seit etwa 1850 vielfach von Aufforstungen zum Schutz vor Naturgefahren überlagert (Schönenberger, 2001). Die Eingriffe zur Wiederbewaldung gestörter Flächen sind auch an den Stützbauten ersichtlich, die junge Bestände vor Lawinen und Steinschlag schützen.

2.1.4 Dynamik der alpinen Waldgrenze

Da Waldgrenzen als gut sichtbare Vegetationsgrenzen von bestimmten Klimabedingungen abhängen, können sie dazu verwendet werden, vergangene Klimaänderungen zu identifizieren (Arno, 1984). Sie dienen als Klimaindikatoren in verschiedener Weise. Fossile Überreste von Bäumen zeigen z.B. an, wo während der letzten glazialen Periode des Pleistozäns Wald verbreitet war. Als fossile Überreste kommen Pollen, Blätter oder Pflanzenfasern im Dung pleistozäner Herbivoren in Frage, die mit Methoden der Palynostratigraphie und der Radiometrie datiert werden können (Burga, 2003). Relikte grosser Bäume oberhalb der aktuellen alpinen Waldgrenze zeigen andererseits an, dass das Klima im Holozän (ab 12000 Jahre vor heute) nicht stabil war, sondern vor einigen tausend Jahren wärmer war. Und Bäume der aktuellen Waldgrenze spiegeln die kurzfristigen Schwankungen der Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse in Jahrringen wider. Mit Hilfe der Dendrochronologie wird aus den Jahrringen der klimatische Verlauf von längeren Zeitperioden abgelesen und mittels Wetteraufzeichnungen absolut datiert (Kaiser, 1993).

Das Eiszeitalter (Pleistozän) wird in Kalt- und Warmzeiten gegliedert, die sich in ständigem Vegetationswandel ausdrücken (vgl. Abb. 2.7). Der Vegetationscharakter in Mitteleuropa während dem Pleistozän auf eisfreien Lagen schwankt zwischen Falllaubwald, Kiefernwald und Tundravegetation (Hantke, 1978). Quartäre Nadel- und Laubhölzer tauchen erstmals im Altpleistozän auf, als in der Tegelen-Warmzeit die Föhren-Birken- und Fichtenwälder dominieren. Es folgen weitere Kalt- und Warmzeiten, bis im Mittelpleistozän während der Cromer-Warmzeit (entspricht ungefähr Günz/Mindel-Interglazial im Alpenraum) erstmals rein quartäre Laubwälder (Eichenmischwald, Eibe, Erle, Hasel und Hagebuche) nachgewiesen werden können. In der Holstein-Warmzeit (entspricht ungefähr Mindel/Riss-Interglazial im Alpenraum) waren die Klimaverhältnisse etwas wärmer und möglicherweise auch feuchter als heute. Die arktisch-boreale Säugetierfauna deutet eine weite Waldverbreitung an, die vermehrt von Nadelhölzern (Fichte, Tanne) gebildet wird (Burga, 2003). Die Eem-Warmzeit (entspricht ungefähr Riss/Würm-Interglazial im Alpenraum) im Jungpleistozän erreicht schätzungsweise ein 2°C höheres Julitemperaturmittel als heute und war deutlich feuchter als die vorangegangene Kaltzeit (Menke, 1984). Wie im Holstein kann auch hier eine weite Waldverbreitung (Eichenmischwald, Erle, Eibe; später Hagenbuche und Fichte) angenommen werden (Burga, 2003). Während im Früh- und Mittelwürm die Nadelwälder (Fichte, Tanne) noch dominieren, erfolgt in der Würm-Kaltzeit (vgl.

Abb. 2.8) ein markanter Florenwechsel, bei dem die Gehölze vollständig aus dem Alpenraum verdrängt werden. Wärmeliebende Arten überdauern die Kaltzeit im Appennin, dem Balkan und den Karpaten (Burga und Perret, 1998). Die Klima- und Vegetationsgürtel werden nach Süden verschoben, gleichzeitig stirbt etwa die Hälfte aller landlebenden grossen Säugetiere aus. Zur Zeit der maximalen Vergletscherung in der Würm-Kaltzeit liegt der vergletscherte Alpenraum im Bereich des kontinuierlichen Permafrosts. Auf eisfreien Arealen etabliert sich Tundravegetation, in feuchten Mulden herrscht arktisch-alpine Zwergstrauchtundra. Zur Wende vom Eiszeitalter zum Holozän, einhergehend mit der spätglazialen Erwärmung im Bölling/Alleröd (13000 bis 11000 Jahre vor heute), findet eine Wiederbewaldung mit Birke und Föhre bis auf etwa 1600 m ü.M. statt. Es folgt eine letzte kältere Phase, gekennzeichnet durch mehrphasige Gletschervorstösse und eine Waldgrenzdepression von 200 bis 300 m (Burga, 2003).

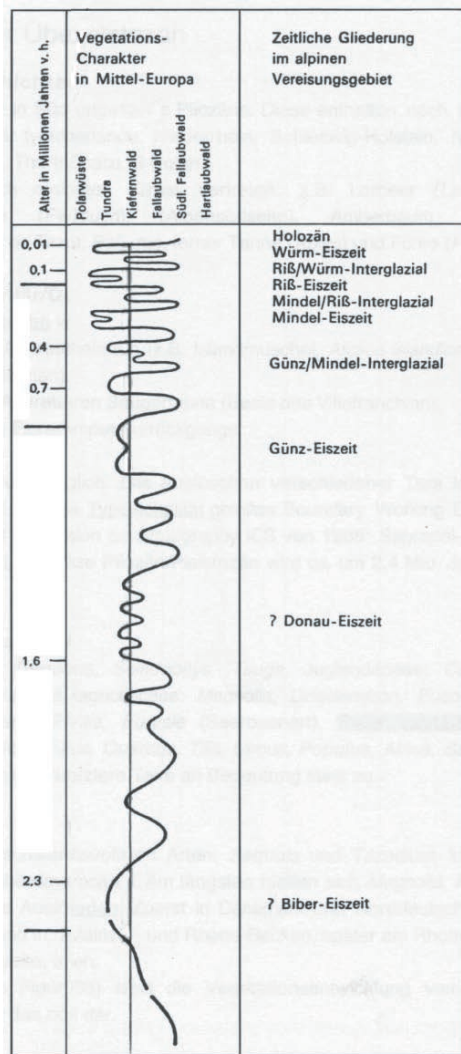


Abb. 2.7: Gliederung des Pleistozäns und Schwankungen der Vegetationsgrenzen parallel zu Warm- und Kaltphasen in den Alpen (Burga, 2003).

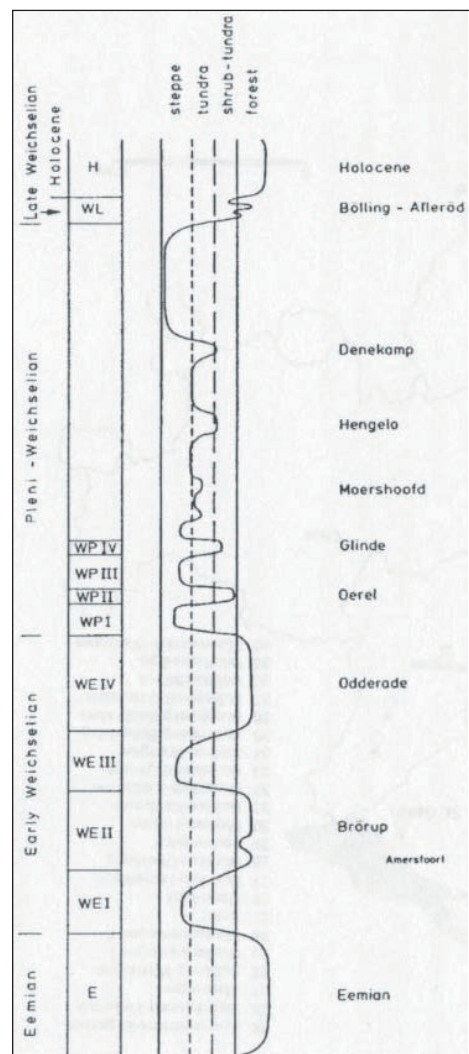


Abb. 2.8: Gliederung der Würmeiszeit und Dynamik der Vegetation im nördlichen Mitteleuropa (Burga, 2003).

Der nacheiszeitliche Vegetationswandel hat sich bis etwa 7000 bis 6000 Jahre vor heute in der Schweiz ohne wesentlichen anthropogenen Einfluss vollzogen. Nach der Birke und der Föhre folgen im Präboreal (vgl. Abb. 1.1) die Lärche und die Arve und besetzen die zentralalpinen Gebiete. Die Waldgrenze liegt zu dem Zeitpunkt etwa 50 bis 100 m tiefer als die heutige potentiell-natürliche Höhenlage auf 2000 m in den Zentralalpen. Im Boreal wandern bereits die Tanne von Süden (Tessin) und die Fichte von Osten (Graubünden) ein. Im Mittelland breiten sich der Hasel und Eichenmischwald-Arten aus. Zu der Zeit erreicht die Waldgrenze die Höhe der heutigen potentiell-natürlichen Waldgrenze. Während dem postglazialen Wärmeoptimum im Älteren Atlantikum erfolgt in der Schweiz eine stärkere Verbreitung wärmeliebender Laubhölzer. Die Waldgrenze steigt dabei bis zu 100 m höher als im Boreal. Die Rotbuche wandert im Jüngeren Atlantikum vom Bodensee her ein und Tanne und Fichte setzen ihre Migrationswege nach Norden bzw. Westen fort. Im Verlauf des Jüngeren Atlantikums senkt sich die Waldgrenze wegen den zunehmend kühleren Sommermitteltemperaturen um etwa 150 m. Die Zeit der optimalsten Nadelwaldentwicklung im Subboreal fällt mit dem Beginn verstärkten Einflusses der Menschen zusammen. Die natürliche Waldgrenze unterliegt in dieser Zeit grösseren Schwankungen im Bereich von +100 bis +150 m und -20 bis -60 m im Vergleich zur heutigen potentiell-natürlichen Waldgrenze. Der zunehmende Alpwirtschaftsbetrieb zeigt sich in ersten lokalen Waldgrenzsenkungen und dem Aufkommen der Grünerle. Die dominante Fichte bewirkt in den Zentralalpen eine Einengung des Lärchen-Arvenwaldes. Im Subatlantikum erreicht die Hagenbuche als letzte waldbildende Baumart die Schweiz. Wegen den Alpweiderodungen in der Römerzeit wird die Waldgrenze teilweise um 100 und mehr Höhenmeter erniedrigt. Es setzt eine Verbuschung mit Zwergsträuchern und Grünerle im Bereich zwischen der anthropozoogenen und der potentiell-natürlichen Waldgrenze ein. Etwa um 1400 n. Chr. befindet sich die natürliche Waldgrenze wahrscheinlich in der heutigen potentiell-natürlichen Höhenlage. Während der so genannten „Kleinen Eiszeit“ von 1400 bis etwa 1850 sinkt die Waldgrenze etwa um 50 bis 100 m. Danach steigt sie wegen den günstigeren Bedingungen bis zur heutigen Lage an (Burga, 2003; Burga und Perret, 1998).

In der Neuzeit ziehen sich die Menschen ab dem 16. Jahrhundert wegen den wiederkehrenden kühlen Phasen aus höheren Lagen im Alpenraum zurück und geben Siedlungen auf. Die Zerstörung des Gebirgswaldes vor allem durch Kahlschlag für die Gewinnung von Kulturland und Siedlungsflächen und vermehrt auch für die Erzverhüttung führt zu grösserer Lawinen- und Murgangaktivität in den Alpen. Erst mit der Einführung des Schweizerischen Forstgesetzes von 1876 wird die Übernutzung des Waldes begrenzt. Der Anbau von Monokulturen während der Industrialisierung im 19. Jahrhundert weicht heute der Tendenz zu naturnahen Wäldern, deren Anfälligkeit für Krankheiten und Windwurf viel kleiner ist (Burga und Perret, 1998). Ott et al. (1997) zeigen Folgen des anthropogenen Einflusses in der Verjüngung der Wälder. Die globale Klimaerwärmung im 20. Jahrhundert führt im Alpenraum zu veränderten Lebensbedingungen für Pflanzen, Tiere und Menschen. Das Tempo des Rückzugs der Gletscher, des Schnees und Permafrosts sowie der fortschreitenden Vegetation in höhere Lagen ist ein sehr wichtiger Aspekt dieser beobachteten Veränderungen. Es wird erwartet, dass fortan eine längere Zeit erhöhter hydrologischer und ökologischer Instabilität ansteht (Pauli et al., 2004). Die Schutzfunktion des Gebirgswaldes wird unter diesem Aspekt noch wichtiger. Ob diese in Zukunft gewährleistet werden kann, ist neben den anthropogenen Eingriffen hauptsächlich davon abhängig, wie die Vegetation auf die Klimaänderung reagieren wird. In Kapitel 2.2.2 werden Aspekte der Klimaerwärmung und mögliche Folgen für die Waldgrenze betrachtet.

2.1.5 Waldgesellschaften und Baumarten der Zentralalpen

Charakteristisch für die Zentralalpen oder Kontinentalen Hochalpen, wie sie von Ott et al. (1997) bezeichnet werden, sind Lärchen-Arvenwälder auf Silikat und Bergföhrenwälder auf Kalk und Dolomit mit Zwergstrauchvegetation (vgl. Abb. 2.5). In den Arven- und Lärchenwäldern der obersubalpinen Stufe ist die Arve mit Ausnahme des Hochstauden-Lärchenwaldes die Klimaxbaumart. Arven und Lärchen wachsen häufig in Baumgruppen oder als Einzelbäume. Wegen den grossen Altersunterschieden sind die Bestände meist stufig. Gleichmässige Bestände mit Bäumen gleichen Alters sind nach grösseren Einwirkungen wie z.B. Lawinen, Windwurf oder Waldbrand möglich. Neben der dominierenden Lärche erscheint dann auch die Bergföhre (Ott et al., 1997).

Der Lärchen-Arvenwald mit Alpenrose (*Larici-Pinetum cembrae typicum*) kommt bei einer Hangneigung von 25 bis 75% in nordwestlicher bis ost-südöstlicher Exposition vor. In der üppigen Zwergstrauchvegetation sind neben der rostblättrigen Alpenrose die Heidelbeere, die kleinblättrige Moorbeere, die schwarze Krähenbeere, die blaue Heckenkirsche, der Zwergwacholder und weitere säureliebende Arten häufig. Im Naturwald dominiert die Arve; Lärche, Vogelbeerbaum und Birke treten als Pionierbaumarten auf. Die Bäume werden zwischen 15 und 25 m gross und stehen in lockerer Struktur. Die Schneeschütte verhindert das Aufkommen der Arven in schneereichen Lagen und bestimmt dadurch wesentlich, wo die Arve nicht gedeihen kann (Ott et al., 1997).

Der Hochstauden-Lärchenwald (*Adenostylo alliariae-Laricetum*) tritt bei steilen Hängen mit 75 bis 100% Neigung und ähnlicher Exposition wie der Lärchen-Arvenwald mit Alpenrose auf. Diese Waldgesellschaft braucht etwas tiefgründigere, feuchtere Böden und bevorzugt kühle Nordhänge mit langer Schneebedeckung, insbesondere Lawinenrunsen. Die wuchernde Hochstaudenflur beinhaltet oft Alpenmilchlattich, den grauen Alpendost, die Bergampfer, die grossblättrige Schafgarbe und auch Farne. Der Naturwald wird von Lärche und Grünerle beherrscht, selten wachsen auch Arven und Vogelbeerbäume. Die Bäume werden im stufigen Bestand 15 bis 25 m gross, mit Lärchen in der oberen und Grünerlen in der unteren Schicht. Die Schneeschütte ist dafür verantwortlich, dass die Arve hier nur sehr selten vorkommt (Ott et al., 1997).

Die drei Baumarten Arve, Lärche und Bergföhre sind die am höchsten steigenden Nadelbäume der Alpen (Landolt, 2003). Die Standortsangaben in Tab. 2.3 sind Landolt (2003) entnommen und geben eine Übersicht der fundamentalen Nischen der drei Arten. Die Arve wächst bevorzugt auf humusreichem, die Lärche auf möglichst humusfreiem Boden. Die Bergföhre ist recht anspruchslos und kann sich auf sehr gegensätzlichen Extremstandorten etablieren. Alle drei Arten sind auf nährstoffreichen Böden konkurrenzschwach und sind deshalb vor allem auf nährstoffarmen Böden zu finden. Die Arve steht oft im Halbschatten, wo hingegen die Lärche und die Bergföhre volle Sonneneinstrahlung benötigen. Arve und Lärche überlassen der Bergföhre Felsstandorte und Standorte, die extrem trocken oder nass sind. Konkurrenz entsteht zwischen benachbarten Lärchen und Bergföhren um Licht und Nährstoffe. Weil die Arve und die Lärche für die Verjüngung auf unterschiedliche Humusformen angewiesen sind, hemmen sie sich nicht wesentlich und können nebeneinander existieren, solange die Lichtbedingungen besonders für die Lärche stimmen. Im Schatten der Arve kann die Bergföhre nur schwierig überleben und wird durch Konkurrenz um Nährstoffe von der Arve bedrängt.

Die natürliche Ansamung der Lärche ist nicht so einfach wie die der Arve. Sie benötigt freigelegten Mineralboden und genügend Feuchtigkeit bis der Samen quillt, danach eher trockene Bedingungen und 4 bis 6 Stunden Sonne pro Tag. Zwergsträucher und Wollreitgras sind für die

Tab. 2.3: Nadelbäume der alpinen Waldgrenze in den Zentralalpen (nach Landolt, 2003; Burga und Perret, 1998).

	Arve <i>Pinus cembra</i> L.	Lärche <i>Larix decidua</i> Mill.	Bergföhre <i>Pinus mugo</i> subsp. <i>uncinata</i> Mill.
Vorkommen	1600 bis 2400 m ü.M., v.a. innere Ketten	800 bis 2400 m ü.M., v.a. innere Ketten, östliche Alpen	1400 bis 2400 m ü.M., westliche Alpen
Vegetationsperiode	4 bis 6 Monate	4 bis 5 Monate	k.A.
Feuchtezahl	3: Mässig trocken bis feucht	3: Mässig trocken bis feucht	x: Sehr trocken oder nass
Reaktionszahl	2: Sauer	2: Sauer	x: Basisch oder sauer
Nährstoffzahl	2: Nährstoffarm, auf nährstoffreichen Böden nicht konkurrenzfähig	2: Nährstoffarm, auf nährstoffreichen Böden nicht konkurrenzfähig	2: Nährstoffarm, auf nährstoffreichen Böden nicht konkurrenzfähig
Humuszahl	4: Humusreich	2: Mineralboden	x: Wenig oder viel Humus
Dispersitätszahl	4: Skelettarm, gut durchlüftet	4: Skelettarm, gut durchlüftet	x: Felsig oder tonreich
Lichtzahl	3: Halbschatten	4: Volles Licht	4: Volles Licht
Temperaturzahl	2: Obere Waldstufen	2: Obere Waldstufen	2: Obere Waldstufen
Kontinentalitätszahl	5: Kontinental, sonnen-/windexponiert	4: Relativ kontinental, niederschlagsarm	4: Relativ kontinental, niederschlagsarm

Entwicklung eines Keimlings hinderlich. Die Lärche entwickelt sich als Pionierbaum vor allem nach Störungen auf Moderholz gut. Die Arve hingegen benötigt keine direkte Besonnung und verzüchtet sich relativ unproblematisch. Der Tannenhäher verteilt ihre schweren Samen an erhöhten Stellen und trägt wesentlich zur Verbreitung bei. Arven werden in den ersten 30 bis 50 Jahren nur 1 bis 2 m hoch und wachsen danach relativ rasch. Wenn die Verjüngung einmal geklappt hat, werden die Arven bis zu 800 und die Lärchen bis zu 600 Jahre alt. Die Verjüngung der Bergföhre geschieht im Bergföhrenwald über Störungen wie z.B. Waldbrand und Rodung oder kleinflächig durch Schneebruch und Selbstausdünnung. Sie ist natürlicherweise eine Pionierart. Sie besiedelt freigelegte Flächen sehr schnell, wächst rasch in der jugendlichen Phase und ist gegenüber anderen Arten konkurrenzschwach. Deshalb weicht sie gerne auf Extremstandorte aus, wo die Konkurrenz nicht wachsen kann (Ott et al., 1997). Die Bergföhre spielt als Hangstabilisator und Steinschlagschutz in der subalpinen Stufe eine Rolle (Burga und Perret, 1998). In kontinentalem Klima wird die Bergföhre auf saurem Boden grösstenteils durch Arven ersetzt (Ott et al., 1997).

Die Verbreitung der Arve wird in schneereichen Lagen vom Triebsterben und der Schneeschütte limitiert, die im schlimmsten Fall zu einem Massensterben führen können. Mechanische Schäden durch Schnee oder Steinschlag formen die auffällig abgerundeten Kronen der Bäume an der Waldgrenze. Limitierend wirken ausserdem die Arvenminiermotte, Frosttrocknis und Schneebewegungen, welche die Verjüngung erschweren. Beide letzteren Faktoren beeinflussen auch die Entwicklung der Lärchen, die zudem vom Lärchenwickler geschwächt werden können (Ott et al., 1997).

2.2 Stand der Forschung

Dass die Temperatur das Wachstum in hohen Lagen einschränkt, wurde bereits in Kapitel 2.1 mehrfach erwähnt. In Kapitel 2.2.1 werden vergangene und aktuelle Annahmen zur Bedeutung

der Temperatur als limitierender Faktor für den Gebirgswald dargestellt. Es folgt eine Betrachtung aktueller Forschung zum Einfluss der globalen Klimaerwärmung auf die alpine Vegetation bzw. das Ökosystem Waldgrenze. Eine Übersicht zu Modellierungsmethoden der Vegetationsdynamik und der Landschaftsökologie wird in Kapitel 2.2.3 aufgeführt.

2.2.1 Bedeutung der Temperatur für die Lage der Waldgrenze

Im 19. Jahrhundert wurde die Lage der alpinen Waldgrenze häufig mit der mittleren Lufttemperatur des wärmsten Monats von ungefähr 10°C zusammenfallend erklärt (für Referenzen siehe Körner, 2003a). In höheren Breiten werden die tatsächlichen Temperaturen der Vegetationsperiode unter Anwendung dieser Regel jedoch systematisch überschätzt. Ausserdem ist diese Temperatur physiologisch wenig relevant, da das temperatursensitive, expansive Wachstum der Bäume vor allem zu Beginn der Vegetationsperiode bei tieferen Temperaturen stattfindet (Körner, 2003a).

Ellenberg (1963) zählte die Tage mit einer mittleren Lufttemperatur von mindestens 5°C und fand, dass 100 warme Tage die Lage der Waldgrenze besser beschreiben als das Mittel des wärmsten Monats. Aktuelle Untersuchungen an der alpinen Waldgrenze (Dullinger et al., 2004; Thuiller et al., 2005) verwenden wiederholt die Growing Degree Days (GDD), die Summe der täglichen Differenz zwischen der mittleren Tagesstemperatur und einer Grenztemperatur (0 oder 5°C) für die Dauer einer Vegetationsperiode (Kimmins, 1987). Die artenspezifische minimale GDD-Summe von 323 Stunden/Jahr für Lärche, Bergföhre und Arve ist Voraussetzung für die Ausbildung von Früchten (Schumacher, 2004).

Wie aus Abb. 2.4 hervorgeht, ist die Verbreitung des Waldes in grossen Höhen global gesehen in erster Linie durch fehlende Wärme im Sommer begrenzt. Gemäss Tranquillini (1979) wirkt nicht die Photosynthese kälte-limitierend, da diese erst beim Gefrieren der Blätter und Nadeln bei ca. -5 bis -8°C zum Stillstand kommt. An Extremstandorten reichern Pflanzen zwar vermehrt Assimilat im Gewebe an, was aber sowohl für niedrige Pflanzen als auch für Bäume gilt und daher für die Waldgrenze nicht limitierend sein kann. Von Körner und Paulsen (2004) wird die starke Kopplung von Wärme und Zellteilung hervorgehoben, wie bereits Häsler et al. (1999) mittels temperaturbedingter Reaktionen des Gipfel- und Wurzelwachstums von Bäumen an der Waldgrenze gezeigt haben. Bei Bodentemperaturen (-10 cm) unter 5°C bei der Lärche (Häsler et al., 1999) und unter 7°C bei der Arve (Turner und Streule, 1983) erfahren die Wurzeln stark gehemmtes Wachstum. Die minimale Bodentemperatur schwankt je nach Art zwischen 3 und 10°C (Körner, 2003a). Die stärkste Übereinstimmung zur Waldgrenzlage weltweit findet Körner (2003a) bei 5.5 bis 7.5°C für die mittlere Bodentemperatur auf 10 cm Tiefe während der Vegetationsperiode.

Die Wuchsform der Bäume ist dafür verantwortlich, dass die Bäume während der Vegetationsperiode eine kältere Umgebung erleben als alpine Pflanzen an der Waldgrenze. Die Bodentemperaturen niedrigwachsender Pflanzen in hohen Lagen sind häufig höher als die Temperaturen, denen die Bäume ausgesetzt sind. Im Eigenschatten der Bäume herrschen kühlere Bodentemperaturen und die Wurzeln wachsen nur langsam. Zudem werden die Wachstumsprozesse der Bäume nachts wegen den sehr tiefen Lufttemperaturen unterbrochen. Oberhalb der Waldgrenze können Krummholz und Sämlinge in der bodennahen Luftschicht existieren, solange sie nicht über diese schützende Schicht hinauswachsen (Körner, 2003b).

Neben dieser globalen Ursache für die Bildung von Waldgrenzen gilt für Waldgrenzen der gemässigten Breiten im Speziellen, dass die Dauer der Vegetationsperiode die Entwicklung der Bäume stark beeinflusst (Baig und Tranquillini, 1976; Hadley und Smith, 1990).

2.2.2 Folgen der Klimaerwärmung für die Waldgrenze

Im 20. Jahrhundert ist die mittlere Jahrestemperatur in den Alpen um $0.6\text{ }^{\circ}\text{C}$ angestiegen (IPCC, 2001). Regionale Klimaszenarien (basierend auf SRES 2001, Szenario A2) berechnen für Europa eine mittlere Erwärmung bis 2100 von 3.0 bis $5.2\text{ }^{\circ}\text{C}$ und eine Verschiebung der Niederschläge in den Winter (Abb. 2.9; Zebisch, 2006). Diese allgemeine Aussage bedeutet aber nicht, dass es überall in Europa gleichmässig wärmer wird. Es gibt klare räumliche Unterschiede, die z.B. Gyalistras et al. (1994) für einige Standorte in der Schweiz untersuchten. Gyalistras et al. (1994) machen in einem regionalisierten Szenario (basierend auf IPCC 1992, Szenario A) für Davos die folgenden Angaben: bis 2100 $3.3\text{ }^{\circ}\text{C}$ Temperaturzunahme und monatlich 0.91 cm mehr Niederschlag im Sommer, im Winter $3\text{ }^{\circ}\text{C}$ Temperaturzunahme mit monatlich 2.14 cm mehr Niederschlag. Für das Ökosystem Waldgrenze bedeutet dies, dass sich wesentliche Einflussfaktoren stark verändern werden.

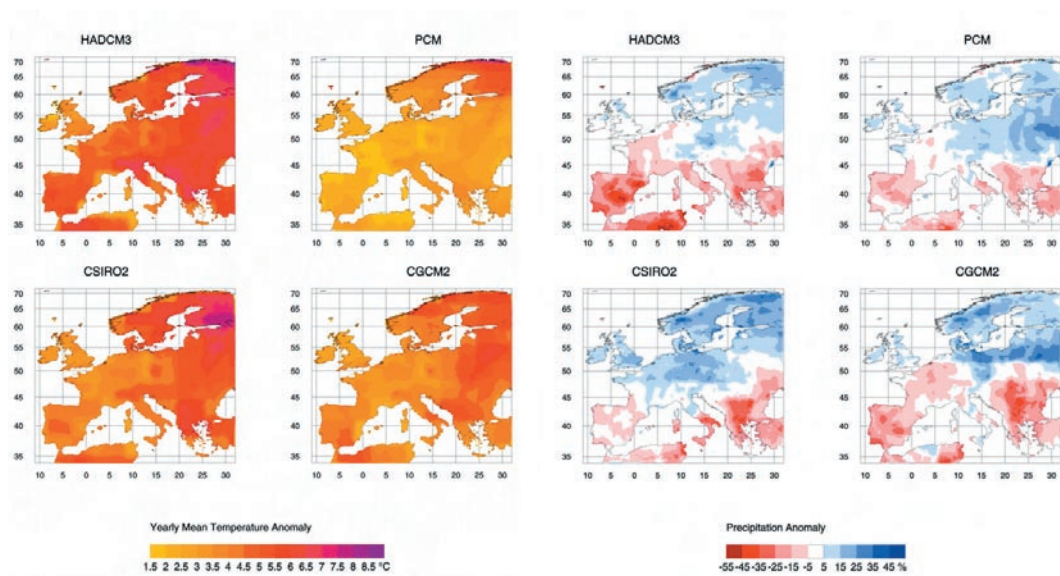


Abb. 2.9: Regionale Klimaszenarien der Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse in Europa für 2100 (Zebisch, 2006).

Um die Frage zu beantworten, welche Folgen diese beschleunigte Klimaänderung für den Gebirgswald und das Ökosystem Waldgrenze bringt, sind mehr Kenntnisse über die komplexen Wechselwirkungen des Ökosystems Waldgrenze notwendig. Traditionell wurde in der Forschung je nur ein Element eines Systems untersucht, nicht aber die Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Elementen (Revaz, 2001). Um die komplexen Prozesse in einem Ökosystem besser zu verstehen und dadurch die Einflüsse des Menschen und der Klimaänderung besser abschätzen zu können, wurde z.B. das ökologische Monitoringprogramm GLORIA (Global Observation Research Initiative in Alpine Environments; Pauli et al., 2004) initiiert, von dem hier einige Beobachtungen wiedergegeben werden. In verschiedenen Bergregionen in Europa, Nordamerika und Neuseeland werden steigende Waldgrenzen beobachtet (Pauli et al., 2004).

Anzeichen einer gegenwärtigen Migration alpiner Pflanzen in höhere Lagen in den Alpen werden von Grabherr et al. (2000), Pauli et al. (2001) und Bahn und Körner (2003a) festgestellt. Diese punktuellen Beobachtungen zeigen, dass die alpine Vegetation und die Verbreitungsgrenzen von Arten auf die Klimaänderung reagieren. Pauli et al. (2004) sehen in der beschleunigten globalen Erwärmung eine Bedrohung nicht nur für das Leben der Menschen z.B. durch zunehmende Hanginstabilität in bisherigen Permafrostgebieten, sondern für die Ökosysteme, insbesondere auf der alpinen Stufe, die zugunsten der aufrückenden subalpinen Stufe weichen muss. Theurillat und Guisan (2001) betonen gleichzeitig, dass die heutige Waldgrenze stark vom Mensch geprägt ist und dass dies in Zukunft der einflussreichere Faktor für die Verbreitung der Bäume sein könnte als das Klima. Mit der globalen Erwärmung ist es sehr wahrscheinlich, dass die Siedlungsräume sich weiter ausbreiten und alle anderen anthropogenen Aktivitäten zunehmen werden, sowohl in der subalpinen wie in der alpinen Stufe (Theurillat und Guisan, 2001).

Theurillat und Guisan (2001) sehen allgemein drei Möglichkeiten, wie alpine Pflanzen auf die Klimaerwärmung reagieren können: Sie können fortbestehen, in angepasste Klimata migrieren oder sie sterben aus. Revaz (2001) beschreibt, wie wichtig die Biodiversität für die Anpassung eines Ökosystems an sich ändernde Umweltbedingungen ist. Damit ein Ökosystem auf veränderte Bedingungen reagieren kann, müssen die Artenvielfalt, die genetische Vielfalt einer Art, die Vielfalt ökologischer Nischen sowie die Prozessvielfalt eines Ökosystems gewährleistet sein (Revaz, 2001). Nur bei genügend genetischer Vielfalt kann eine Baumart auch bei veränderten Umweltbedingungen überleben. Es wird häufig angenommen, dass sich wegen der Klimaerwärmung die Verbreitungsgebiete der Pflanzen oder ganze Vegetationsgürtel relativ gleichmässig entlang thermischer Gradienten verschieben, in den Alpen also in die Höhe steigen (z.B. Ozenda und Borel, 1995). In den Alpen verhindern Steilhänge (über 40° geneigt) solch regelmässige Verschiebungen und wirken als Barrieren, da oberhalb 2300 m ü.M. markant mehr steile Hänge vorkommen, die für das Wachstum bestimmter Arten ungeeignet sind und nicht passiert werden können (Theurillat und Guisan, 2001). Dass die Reaktion der Ökosysteme nicht so einfach zu prognostizieren ist, zeigen sowohl dynamische, zeitlich-explicite Modelle (Fischlin et al., 1995; Lischke et al., 1998) als auch statische, räumlich-explicite Modelle (Kienast et al., 1996, 1998), die Veränderungen der Artenzusammensetzung untersuchen. Alle sagen im grossen Ganzen eine Verschiebung der Baumarten der montanen Stufe in die subalpine Stufe voraus. Die Nadelwälder der subalpinen Stufe werden demnach gezwungen, in die alpine Stufe auszuweichen. Bugmann (1999) stuft besonders die Lärchen-Arvenwälder in den kontinentalen Lagen der Alpen als sehr empfindlich bezüglich Klimaänderungen ein und prognostiziert für diese Wälder unerwartet neue Baumkombinationen (vgl. Kapitel 2.2.3). Da kaum alle Pflanzenarten gleichzeitig auf die Klimaerwärmung reagieren, werden die Wechselbeziehungen zwischen den Arten neu definiert. Auch sprechen die Arten unterschiedlich auf die erhöhte CO₂-Konzentration in der Atmosphäre an, was generell zu strukturellen Veränderungen in der Vegetation führen könnte (Theurillat und Guisan, 2001).

Für eine Erhöhung der Waldgrenzen, inbegriffen die anthropogen verursachten Waldgrenzen, bräuchte es ein signifikant wärmeres Klima, das mindestens 100 Jahre lang anhält (Holtmeier, 1994), da die vorherrschenden extremen Bedingungen die Etablierung und das Wachstum der Bäume behindern. Während den wärmsten Perioden des Holozän ist die Waldgrenze nie mehr als 100 bis 300 m gestiegen (vgl. Burga und Perret, 1998). Bedenkt man, dass die mittlere Jahrestemperatur damals 2 bis 4°C höher als heute war, so hätte die Waldgrenze 350 bis 700 m höher (bei einem Temperaturgradienten von 0.56°C pro 100 m), in der heutigen alpinen Stufe liegen können. Pollenanalysen zeigen aber, dass die Waldgrenze nicht so stark angestiegen ist (Burga, 1988), weshalb Theurillat und Guisan (2001) davon ausgehen, dass eine Erwärmung

um 1 bis 2°C in einem Anstieg von höchstens 100 bis 200 m resultieren würde. Körner (1998) und Theurillat (1995) gehen davon aus, dass die meisten alpinen und nivalen Arten die direkten und indirekten Folgen eines Temperaturanstiegs um maximal 1 bis 2°C sogar tolerieren könnten. Bei einer Erwärmung um 3 bis 4°C, was dem Temperaturbereich eines ganzen Vegetationsgürtels entspricht, würde die temperaturbedingte Waldgrenze aber kaum standhalten. Die Kampfzone würde höchstwahrscheinlich in die alpine Stufe aufsteigen und die Waldgrenze mitziehen. Wenn eine Erwärmung um 2°C während einigen Jahrhunderten anhält, dann könnte es sein, dass sich Wälder sogar in höher als je beobachteten Lagen entwickeln könnten (Theurillat und Guisan, 2001).

2.2.3 Forschungsansätze

Quantitative räumlich-zeitliche Modellierungen der Waldgrendynamik fehlen bis heute weitgehend und erfordern, wie Bugmann (1997) sagt, mehr Kenntnisse über die Prozesse, die im Ökosystem ablaufen. Hinsichtlich der imminnten Klimaänderung wird es dringlich zu wissen, mit wie viel Verzögerung die Waldgrenze auf Veränderungen der Umwelt reagiert bzw. wie lange die Reaktionszeit der Waldgrenze auf die Klimaänderung ist. Weiter interessiert, wie lange äussere Einwirkungen im Ökosystem Waldgrenze nachwirken, wenn man bedenkt, dass die Waldgrenze Resultat vergangener Ereignisse ist.

Modelle der Vegetations- und Landschaftsdynamik

Der interessierende Massstab einer Untersuchung bestimmt, ob räumlich-explicite Modelle der Landschaftsdynamik und Landnutzungsänderungen oder Modelle einer oder mehrerer Populationen von Pflanzen- oder Tierarten benötigt werden (Balzter et al., 1998). Im Folgenden werden Methoden und beispielhaft Forschungsarbeiten sowohl der Vegetationsdynamik als auch der Landschaftsforschung aufgezeigt. Untersuchungen zur Waldgrendynamik können je nach Fragestellung und Massstab mit den Methoden beider Forschungsdisziplinen durchgeführt werden.

Da Ökosysteme heute als dynamische, komplexe Systeme aufgefasst werden, fokussieren Ökologen vermehrt auf Modelle, die das dynamische Verhalten und nicht nur den momentanen Zustand eines Gegenstandes erfassen können. Es können dies im Bereich der Vegetationsdynamik z.B. Forest Gap-Modelle (Bugmann, 2004), temporale Übergangsmodelle (Markovketten oder Lesliemodelle; Rammig, 1995), Nachbarschaftsmodelle (Zellulärautomaten; Balzter et al., 1998) oder Individuum-basierte Modelle (Baumwachstumsmodelle; Hasenauer et al., 2000) sein. Im Gegensatz dazu stehen verschiedene statistische Modelle, die einen Gegenstand zu einem bestimmten Zeitpunkt untersuchen.

Forest Gap-Modelle

Die individualistische Sukzessionstheorie (Gleason, 1939; Watt, 1947) liegt vielen quantitativen Modellen der Waldökologie zugrunde. Sie betont die Rolle der Individuen und Arten, integriert die Populationsdynamik und exogene Störungen und kann auf verschiedene räumlich-zeitliche Ebenen angewendet werden; es sind mehrere Sukzessionswege möglich (Bugmann, 2004). Bugmann (2004) unterscheidet zwei Kategorien von quantitativen Sukzessionsmodellen: Modelle auf der Ebene der Populationen und Modelle auf der Ebene der Individuen. Forest Gap-Modelle gehören der zweiten Kategorie an und betrachten die Dynamik von Baumindividuen auf kleinem Raum (vgl. FORCLIM, Bugmann, 1999).

Zellulärautomaten und Individuum-basierte Modelle

Balzer et al. (1998) sehen in Zellulärautomaten als räumlich-zeitliche Modelle ein grosses Potential, um zu besserem Verständnis ökologischer Phänomene wie Konkurrenz, Koexistenz, Sukzession oder räumlicher Klumpung beizutragen. Rammig et al. (2005) verwenden ein räumlich-explizites Simulationsmodell zur Analyse der Wiederbewaldungsgeschwindigkeit nach Windwurfereignissen. Mit einem Zellulärautomaten wird anhand von Verhaltensregeln die Veränderung der Kraut- und Strauchvegetation simuliert. Ein gekoppeltes, Individuum-basiertes Modell beschreibt das Wachstum der einzelnen Bäume. Es beinhaltet die grundlegenden Prozesse der Waldsukzession: Samenverbreitung, Keimung, Etablierung, Wachstum und Mortalität (Rammig et al., 2005).

Statistische Modelle

Die Regressionsanalyse wird in der Ökologie häufig angewendet um die räumliche Verbreitung von Arten und Pflanzengesellschaften zu modellieren (Guisan und Zimmermann, 2000). Andere Arbeiten verwenden Klassifikationsbäume zur Herleitung prozess-orientierter Modelle der Vegetationsveränderung unter verschiedenen Klimata (Lenihan und Neilson, 1993; Franklin, 1998). Viele Arbeiten werden GIS-gestützt angegangen (Rammig et al., 2005), z.B. zur Generierung erklärender Variablen für die Beschreibung der Verbreitung der Vegetation in einem Generalisierten Linearen Modell (GLM). Guisan et al. (1998) und Guisan und Theurillat (2000) bestimmen mit Hilfe eines GLM die logistische Regressionsfunktion für das Überleben alpiner Pflanzen und berechnen davon ausgehend die potentielle Verbreitung derselben in einem GIS. Um den räumlichen Bezug ökologischer Phänomene in die Modellierung einzubeziehen, wird die räumliche Autokorrelation der untersuchten Daten oft in die Modelle integriert (Buckland und Elston, 1993; Augustin et al., 1996; Pereira und Itami, 1999).

Oft wird der Einfluss der Klimaänderung unter Einbezug regionaler Klimaszenarien in die genannten Modellierungsmethoden geschätzt. Kienast et al. (1996), Kienast et al. (1998), Gottfried et al. (1999), Bolliger et al. (2000), Lischke et al. (1998) modellieren Gebirgsvegetation unter verschiedenen Annahmen der Klimaänderung. Fischlin et al. (1995) untersuchten die Sensitivität des Forest Gap-Modells FORCLIM bezüglich Klima und finden, dass das Modell höchst sensitiv reagiert. Solange Klimavorhersagen jedoch räumlich und numerisch nicht genauer verfügbar sind, dienen Untersuchungen des Klimaeinflusses auf die Walddynamik mit FORCLIM nur als Werkzeug zur Beurteilung der Sensitivität der Ökosysteme (Fischlin et al., 1995). Zudem betont Bugmann (1997) die Notwendigkeit weiterer Forschung, damit die biotischen und abiotischen Prozesse in der Modellierung der langfristigen Walddynamik zuverlässig parametrisiert werden können. Theurillat und Guisan (2001) relativieren die Resultate dynamischer Modellierungen der Vegetationsdynamik, da weder Parameter der möglichen Anpassung oder Akklimatisation noch Parameter wie Forstwirtschaft, Schädlingsausbrüche, Feuersensitivität oder selektiver Druck oder Ausbreitung berücksichtigt werden.

Analyse von räumlichen Mustern in ökologischen Studien

Räumliche Methoden wie die Musteranalyse eignen sich für die Beobachtung ökologischer Prozesse auf der Ebene von Einzelindividuen bis zur Populationsebene. Verschiedene Arbeiten (Barot et al., 1999; Kuuluvainen und Rouvinen, 2000; Wagner, 2003; Pélissier und Goreaud, 2001; Dolezal et al., 2004) zeigen Anwendungen der Musteranalyse in der Vegetationsdynamik auf verschiedenen Massstabsebenen. Die Methoden können unterschieden werden in explorative und statistische Methoden. Um einen ersten Eindruck eines räumlichen Phänomens zu erhalten, werden explorative Analysen durchgeführt, die allerdings bisher nur selten verwen-

det werden. Die statistischen räumlichen Analysen verfolgen das Ziel, ein beobachtetes Muster mit Prozessen, die das Muster hervorgebracht haben, signifikant zu erklären. Eine ausführliche Besprechung der Vielzahl räumlicher Analysemethoden geben O'Sullivan und Unwin (2003). In Kapitel 4.2 werden einige Methoden der explorativen räumlichen Analyse beschrieben, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit verwendet wurden. Der sich erst etablierende Ansatz der Musteranalyse für die Untersuchung von ökologischen Fragestellungen wird in den gegenwärtigen Studien zur Waldgrenzdynamik noch vernachlässigt.

Forschungstrend

Zurzeit laufen weltweit Forschungsprogramme, die einen Beitrag zum Prozessverständnis an der alpinen Waldgrenze beabsichtigen. Die im Folgenden beschriebenen Programme und Projekte zur Erforschung des Waldgrenzökosystems geben Einblick in aktuelle Studien, erheben aber keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Danzeglocke (2006) untersucht z.B. die regionale Lage der heutigen potentiell-natürlichen Waldgrenze in der Schweiz unter Verwendung von multispektralen Satellitenbildern mit einem statistischen Modell. Heiri et al. (2006) kombinieren paläoökologische Ansätze mit Methoden der Vegetationsmodellierung, um den Einfluss von Klima und anthropogener Nutzung in der langfristigen Waldgrenzdynamik getrennt zu messen. Der U.S. Geological Survey erforscht seit 1998 in einem interdisziplinären Forschungsprogramm (Global Change Research – A Focus on Mountain Ecosystems), wie sich die Klimaänderung auf den Glacier National Park in den Rocky Mountains auswirkt. Ein kartografisches Modell, ein Forest Gap Modell und ein Individuum-basiertes Modell auf den drei Massstabsebenen 30, 10 und 1 m werden zu einem Multiskalen-Modell kombiniert, welches z.B. simuliert, wie die alpine Waldgrenze in einem non-linearen Muster auf die globale Erwärmung reagieren könnte (Keane et al., in Druck). Anstehende Forschungsprojekte fokussieren die Dynamik der alpinen Waldgrenze und den Effekt veränderter Schneechemie auf Ökosysteme (USGS, 2006). Im Rahmen des MAB-Programmes der UNESCO werden Folgen der Klimaänderung in Gebirgs-Biosphärenreservaten weltweit vernetzt untersucht. Im Schweizer Nationalpark, einem der integrierten Biosphärenreservate, werden Studien z.B. zur Biodiversität und Ökologie der Gebirgswälder durchgeführt (UNESCO, 2006; Schweizer Nationalpark, 2006).

Untersuchungsgebiet

3.1 Geografische Lage und Standortbedingungen

Das Versuchsgebiet Stillberg ist ein Lawinenanrissgebiet an einem nordöstlich exponierten Hang im Dischmatal in der Gemeinde Davos (09°52'E, 46°47'N). Das Dischmatal erstreckt sich von Südsüdost nach Nordnordwest auf einer Länge von etwa 15 km und gehört noch zum feuchteren zentralalpinen Bereich, bevor etwas weiter südlich, im Engadin, die trockeneren Zentralalpen anschliessen (Abb. 3.1; Abb. 3.2). Die Silvretta-Decke des Oberostalpin bildet die tektonische Grundlage mit saurem Silikatgestein (Vögele, 1984). Das Versuchsgebiet des Eidgenössischen Instituts für Schnee- und Lawinenforschung (SLF) bzw. der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) ist zwischen 60 und 100% geneigt und dehnt sich aus auf einer Fläche von etwa 9 ha auf 2000 bis 2230 m ü.M. im Anschluss an die aktuelle Waldgrenze, die auf dieser Höhe von Fichtenwald gebildet wird. Der Stillberg ist topografisch sehr heterogen und kann grob in sechs Geländetypen unterschieden werden: Rippe, Runse, Nordhang, Osthang, Hangschulter und Hangfuss (Senn und Schönenberger, 2001). Die vorherrschenden Bodentypen Ranker und Podsol unterscheiden sich in Humusform und Tiefgründigkeit und können zwischen Eisenhumus-Podsol und Rohhumus-Ranker eingeordnet werden (Blaser, 1980). Zwergsträucher, Reitgrasrasen und einige Grünerlen im unteren Hangbereich bilden die kleinstandörtlich variierende Vegetation. Auf den Geländerippen stehen Gruppen von Arven und bilden die aktuelle Baumgrenze auf 2200 m ü.M. bei einer mittleren Julitemperatur von 8.7°C (Turner, 1988). Der Stillberg erfährt relativ warme Sommer mit einem Julimittel von 9.4°C und relativ kalte Winter mit einer mittleren Januartemperatur von -5.8°C. Die Jahresmitteltemperatur liegt bei 1.4°C. Die mittlere Tagestemperatur überschreitet im Mittel an 148 Tagen im Jahr den Gefrierpunkt und es kommt jeden Monat zur Bildung von Frost (Turner, 1988). Der jährliche Niederschlag beträgt, bedingt durch die allgemeine Leelage des Gebietes, nur 1050 mm mit einem Maximum im Sommer von 131 mm (Turner et al., 1982).

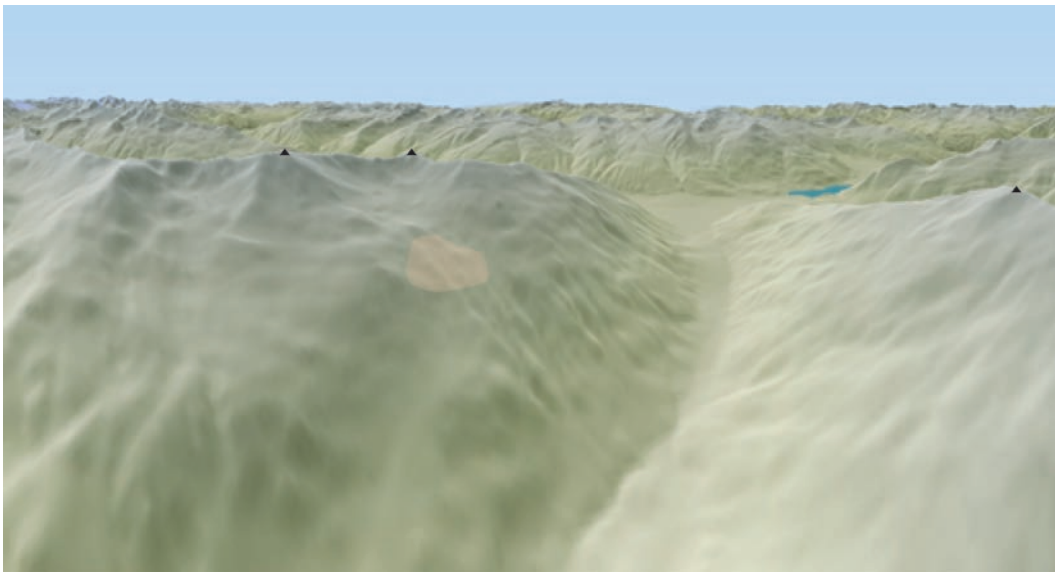


Abb. 3.1: Panorama Dischmatal mit Jatzhorn, Jakobshorn (links) und Büelenhorn (rechts). Im Hintergrund das Landwassertal mit dem Davoser See (Atlas der Schweiz, Version 2.0). Das Untersuchungsgebiet Stillberg ist orange eingefärbt.

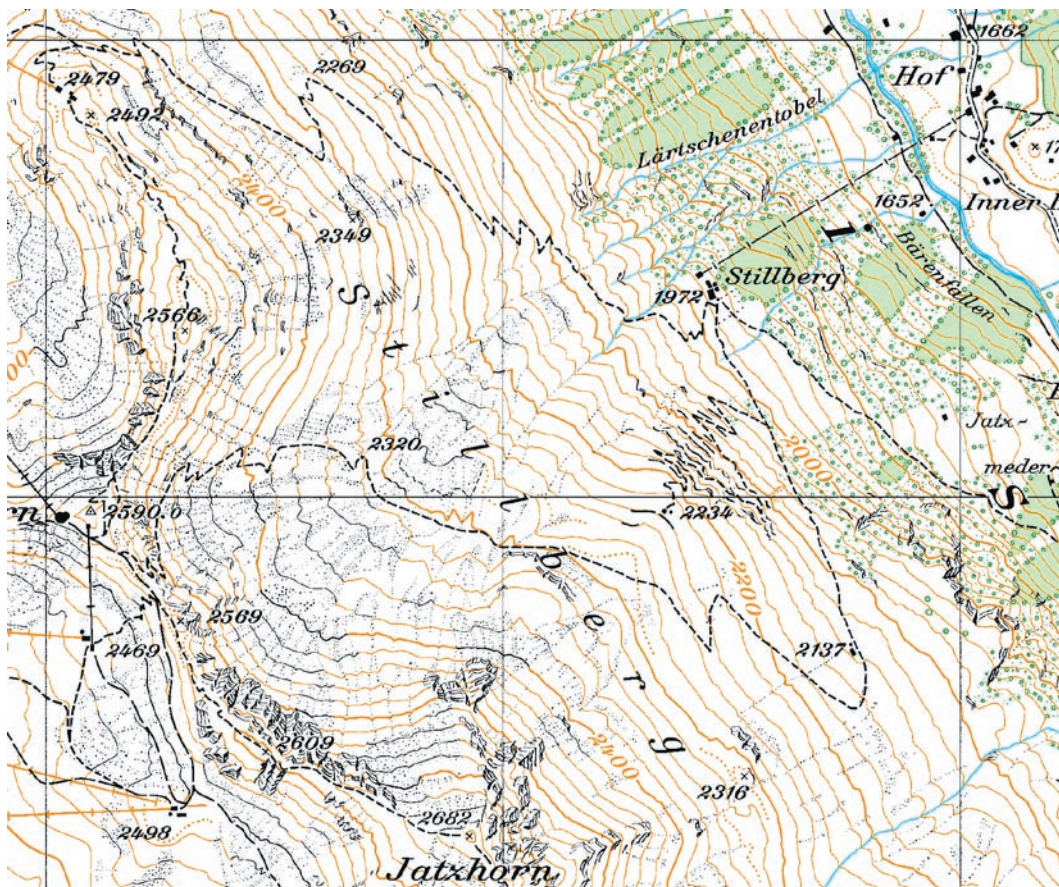


Abb. 3.2: Ausschnitt der Landeskarte der Schweiz 1:25000 (Blatt 1197) des Lawinanrissgebietes Stillberg, nordöstlich des Jatz-/Jakobshorn im Dischmatal. Reproduziert mit Bewilligung von swisstopo (BA068281).

3.1.1 Mikroklimatische Bedingungen

Die maximale Schneehöhe variiert von 60 cm auf windexponierten Rippen bis 420 cm in windgeschützten Lagen (Rychetnik, 1982). Der Schnee bleibt dementsprechend unterschiedlich lange liegen: auf Rippen etwa zweieinhalb Monate und bis zu 9 Monate in nördlich exponierten Mulden. Im Zeitraum von 1959 bis 1985 aperte der Hang im Flächenmittel frühestens am 23. April und spätestens am 8. Juni aus (Rychetnik, 1987). Die Vegetationsperiode variiert ebenfalls mit den Kleinstandorten und dauert im Mittel 134 Tage vom 25. Mai bis zum 5. Oktober (mittlere Tagestemperatur über 5°C) bzw. 137 Tage bei einem Schwellenwert der mittleren Bodentemperatur in 10 cm Tiefe über 2°C (Turner, 1988). Der Hang erhält im Mai am meisten Strahlung, wobei die positive Strahlungsbilanz an östlich exponierten Lagen 2 Monate länger dauert als an nördlichen Expositionen. Während die Sonnenscheindauer auf steilen Nord- und Nordnordwesthängen hinter Geländerippen nur etwa 30% der astronomisch möglichen Besonnung entspricht, geniessen weniger steile Hangpartien eine Sonnenscheindauer von etwa 1200 bis 1400 Stunden, was 60 bis 70% der astronomisch möglichen Besonnung entspricht. Der steile Hangbereich zwischen 2080 und 2180 m ü.M. erfährt wegen Selbstbeschattung nur etwa 1000 bis 1200 Stunden oder 50 bis 60% (Turner, 1966). Die Hauptwindrichtung während der Vegetationsperiode ist Südwest und erreicht im Juni die stärkste Intensität bei 1.8 m/s (Schönenberger und Frey, 1988). Senn und Schönenberger (2001) stellten fest, dass allgemein die Standortbedingungen entlang der Höhenlinien innerhalb kurzer Distanzen sehr stark, in der Lotrichtung aber kaum ändern.

3.1.2 Bodentemperatur ausgewählter Standorte

Die Bodentemperatur des Versuchsgebietes wurde von 1968 bis 1970 punktuell an vier Standorten im Bereich der grossen Lawinenrunse auf 2070 m ü.M. gemessen (Turner et al., 1975; Abb. 3.3). Der Osthang ist während der Vegetationsperiode oberflächlich 8 bis 10°C und in 30 cm Tiefe etwa 3°C wärmer als die übrigen Standorte. Im Winter gefriert der Boden am Nord-

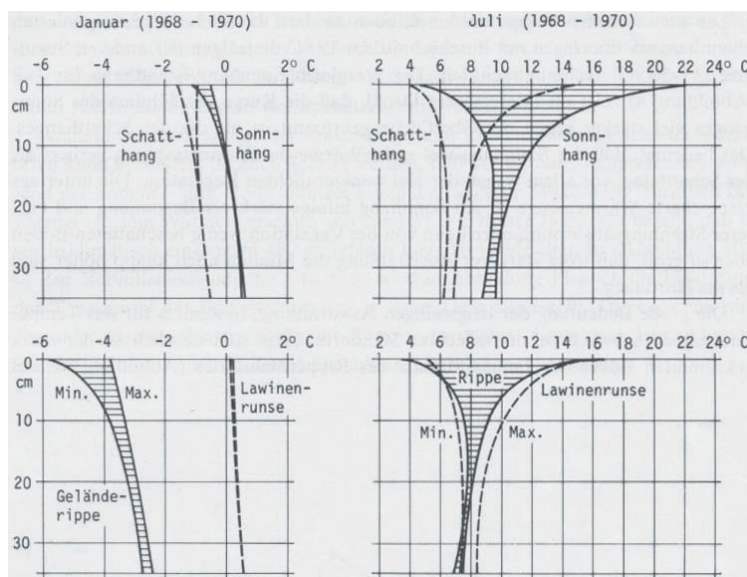


Abb. 3.3: Monatsmittel der täglichen Maxima und Minima der Bodentemperatur in 0 bis 35 cm Tiefe, Januar und Juli 1968-1970. Vier Standorte des Hauptlawinentobels „Grosse Mulde“ (2162-2174 m ü.M.) (Turner et al., 1975).

hang von Dezember bis April bis etwa auf 50 cm Tiefe, am Osthang höchstens oberflächlich. Auf der Geländerippe gefriert der Boden vermutlich bis auf 1 m Tiefe. Der Boden in der Lawinenrunse ist während dem ganzen Jahr nie gefroren. An allen vier Standorten ist die Bodentemperatur in der Vegetationsperiode schon wenige Zentimeter im Boden etwa 3 bis 4°C tiefer als die bodennahe Lufttemperatur. Im Winter sind die Bodentemperaturen in 30 cm Tiefe wärmer als die Temperaturen an der Oberfläche bzw. in der Schneedecke (Schönenberger und Frey, 1988).

Kartierungen mit Isothermen der exponentiellen Mitteltemperatur im Sommer 1962 (Turner et al., 1975) für 60 und 10 cm über Boden und -6 und -12 cm im Boden zeigen, dass sich kleinstandörtliche Temperaturunterschiede nicht nur in der oberflächennahen Luftschicht, sondern auch in oberflächennahen Bodenschichten wieder finden (Turner, 1988).

3.2 Versuchsaufforstung Stillberg

Die Versuchsaufforstung Stillberg wurde im Rahmen des interdisziplinären Forschungsprogrammes „Wiederherstellung der oberen Waldgrenze“, auch bekannt als „Gebirgsprogramm“, gestartet (Turner, 1985). Das Programm hatte zum Ziel, biologisch und technisch geeignete und finanziell tragbare Verfahren für Aufforstungen in Lawinenanrissgebieten innerhalb der Wald- und Kampfzone zu entwickeln. Mit dem Gebirgsprogramm sollten die folgenden aufforstungsökologischen Fragestellungen beantwortet werden (Senn und Schönenberger, 2001):

- Welches sind die wichtigsten Standortfaktoren, die Erfolg oder Misserfolg von Aufforstungen unter den teilweise schwierigen Bedingungen bestimmen?
- Welche Kleinstandorte sind günstig, welche ungünstig, wo sind die Grenzen der Aufforstbarkeit?
- Was sind die wichtigsten Schäden und Ursachen für die Ausfälle und wie ändern sich die Gefährdungen in Raum und Zeit, d.h. in Abhängigkeit von Standort und Witterung?

Seit 1955 konzentrierte sich das Programm auf das Versuchsgebiet Stillberg, wo verschiedene Untersuchungen zur Hochlagenaufforstung durchgeführt wurden (Frey und Schönenberger, 1988). Die Photosynthese- und Transpirationmessungen zwischen 1975 und 1983 untersuchten den Einfluss der sich schnell ändernden Witterungsfaktoren auf das Wachstum von Aufforstungspflanzen. Mit Hilfe der Gaswechselfmessungen konnte festgestellt werden, dass die Dauer der Vegetationsperiode sowie die Dauer der möglichen direkten Einstrahlung bzw. die Beschattung der jungen Bäume wesentlichen Einfluss auf das Wachstum haben. Die Luft- und Bodentemperaturen verantworten grösstenteils, dass an Nordhängen eine geringere Photosyntheseleistung vorhanden ist und die Bäume weniger Assimilate in das Wachstum investieren können (Häsler, 1988). Versuchspflanzungen von 1959, 1961 und 1962 mit Fichten, Lärchen, Arven, Omorikafichten und Bergföhren gingen dem Hauptversuch von 1975 voraus. Sie zeigten, dass das Versuchsgebiet eine Vielzahl von Standorten aufweist, die gut bis sehr schlecht aufforstbar sind (Schönenberger, 1988). Das Wurzel- und Triebwachstum der gepflanzten Bäume wurde seit 1971 gemessen. Das Wurzelwachstum setzt demnach bei einer Bodentemperatur von 2 bis 3°C ein und dauert bis im Herbst wieder ähnliche Temperaturen nahe dem Gefrierpunkt auftreten. Das Triebwachstum beginnt bei der Bergföhre um ein (Osthang) bis zwei Wochen (Nordhang) früher als das Wurzelwachstum. Der Nordhang zeigt im Vergleich zum Osthang ein verzögertes Wurzelwachstum der Bergföhren und Arven. Bei gleicher Temperatur ist der

Längenzuwachs der Wurzeln bei Bäumen des Nordhangs grösser als jener der Bäume am Osthang. Turner und Streule (1983) zeigen weitere Ergebnisse der Messungen.

Für den Hauptversuch von 1975 wurde die Versuchsfläche in quadratische Einheitsflächen mit einer Seitenlänge von 3.5 m eingeteilt. Auf einer Fläche von etwa 5 ha ergibt dies ein Raster mit 4052 Einheitsflächen. Im nordwestlichsten Teil der Fläche wurden vor Beginn des grossen Aufforstungsversuchs temporäre Stützverbauungen mit Rundholz-Schneerechen konstruiert, welche die jungen Bäume während des Wachstums vor Lawinenniedergängen schützen (Leuenberger, 1988). Zudem wurde die Versuchsfläche durch Einzäunung von der Beweidung ausgeschlossen. Wilde Huftiere haben vom späten Herbst bis im Frühling Zugang zur Versuchsfläche. 1975 wurden die Einheitsflächen mit 92000 jungen Bäumen in einem regelmässigen Muster bepflanzt: Je Einheitsfläche wurden 25 Bäume, in je fünf Reihen zu fünf Bäumen, im Abstand von 70 cm gepflanzt (Abb. 3.4), so weit dies nicht durch ungünstige Bedingungen wie z.B. Felsen oder Wege unmöglich war. Es wurden die Baumarten Arve, Lärche und Bergföhre verwendet (Tab. 3.1). Pro Einheitsfläche wurde eine Art gepflanzt und die Arten alternieren über die ganze Aufforstung in einem regelmässigen Muster (Abb. 3.5; Senn und Schönenberger, 2001).

Tab. 3.1: Topfpflanzen mit Herkunft und Grösse (Frehner, 1977).

Baumart		Herkunft			Baumhöhe
Arve	<i>Pinus cembra</i> L.	Avers GR	2050 m ü.M.	NE	14 cm
Bergföhre	<i>Pinus mugo</i> TURRA	Briançon, Frankreich	2150 m ü.M.	NW	10 cm
Lärche	<i>Larix decidua</i> L.	Sils-Maria GR	2050 m ü.M.	NW	2 cm



Abb. 3.4: Einheitsfläche (3.5 x 3.5 m) mit 25 gepflanzten Bäumen, nummeriert von oben links.

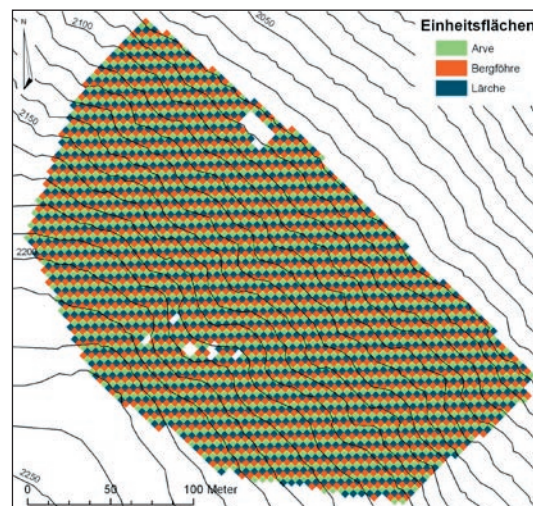


Abb. 3.5: Anordnung der Einheitsflächen mit je 25 gepflanzten Bäumen einer Art über die ganze Aufforstung.

3.3 Entwicklung der Aufforstung 1975 bis 1995

Senn und Schönenberger (2001) präsentieren Resultate des Aufforstungsversuchs bis 1995. Während der ersten zwanzig Jahre haben die drei Baumarten die Rangordnung in den Überlebensanteilen dreimal geändert (Abb. 3.6). Die Lärche weist 1995 die höchste Überlebensrate bei 71.5% auf, die Bergföhre und die Arve folgen mit 32.5 und 15.6%. Die Baumarten haben unterschiedliche Standortseignungen und zeigen dies in einem räumlich differenzierten Überlebensmuster. Die Arven und Bergföhren haben sich sehr gleichmässig entwickelt, währenddem die Lärchen auf günstige Sommer sehr wachstumsintensiv und auf Spät- und Frühfröste mit sehr wenig Wachstum reagiert haben. Die Bäume erreichten bis 1995 mittlere Baumhöhen von 74, 85 und 88 cm für je die Arven, Bergföhren und Lärchen, wobei insgesamt 94.5% der Bäume bis dahin mindestens einmal am Gipfeltrieb verletzt worden sind. Arven und Bergföhren überlebten mehrheitlich an den ostexponierten Lagen. Die Lärchen konnten auf sehr unterschiedlichen Standorten überleben, blieben an ungünstigen Lagen aber klein.

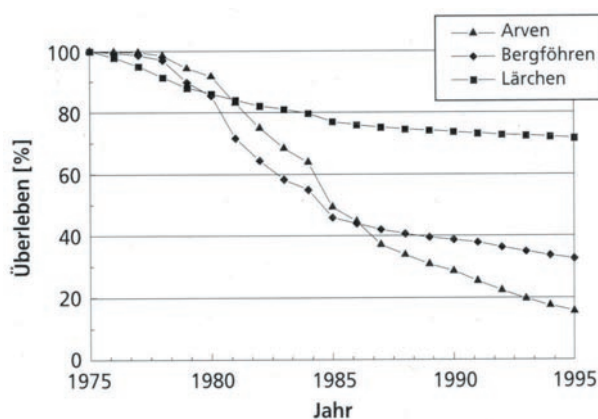


Abb. 3.6: Überlebensprozente der drei gepflanzten Baumarten von 1975 bis 1995 (Senn und Schönenberger, 2001).

Die Charakteristik der günstigen und ungünstigen Kleinstandorte wurde von Senn und Schönenberger (2001) mit univariaten Analysen der Zusammenhänge zwischen dem Überleben bzw. der Baumhöhe und den Standortparametern untersucht. Mit zunehmender Höhe über Meer überlebten weniger Bäume und wurden weniger gross. Im mittleren Bereich der Versuchsfläche waren die Baumhöhen allerdings breit gestreut, was der horizontalen topografischen Variation entspricht. Die mittleren Baumhöhen hängen stark mit der Strahlung an einem Standort zusammen. Die empfangene Energiemenge hat folglich trotz aller standörtlichen Diversität eine überragende Bedeutung auf das Wachstum der Bäume. Mit zunehmender Windgeschwindigkeit nahmen die mittleren Baumhöhen ab. Die Lärche überlebte als einzige Baumart besser an windigen als an geschützten Lagen. Alle Baumarten überlebten vor allem auf den Standorten, die im Frühling früh ausapern und somit schneefrei sind. Das Ausaperungsdatum erklärt die räumliche Variation der Überlebenden am besten. Ebenfalls positiv wirkten sich schneefreie Tage auf das Überleben der Bäume aus. Die Höhe der Bäume korreliert hingegen negativ mit der Anzahl schneefreier Tage, da der fehlende Schutz der Schneedecke zu wachstumshinderlichen Bedingungen führt. In den Lawinenrutschen herrschen günstige Bedingungen für das Wachstum von Bäumen, die sich an dieser Lage einmal etablieren konnten. Lärchen waren hier aufgrund ihrer anfänglichen Grösse benachteiligt. Stammverletzungen oder Brüche durch Lawinen wurden vor 1995 nur selten beobachtet, da die jungen Bäume noch flexibel waren und sich

den Schneebewegungen anpassten. In einer Untersuchung von 1999 wurde jedoch eine Häufung von Brüchen durch Schneebewegungen festgestellt (Vanomsen, 2000; Horak, 2004). Auf flachgründigem Eisenhumuspodsol blieben die Bäume klein, aber dieser Bodentyp war ebenso überlebensfreundlich wie der schwach entwickelte Eisenhumuspodsol, auf dem die Bäume gross wurden. Extreme Rohhumusauflagen zeigten einen positiven Zusammenhang mit dem Überleben aller Baumarten. Die Bäume überlebten in den drei Pflanzengesellschaften Rentierflechte, Wacholder-Bärentraubenheide mit Wacholder und Wacholder-Bärentraubenheide mit Heidekraut gut. Der Wollreitgrasrasen und die Alpenrosen-Vaccinienheide führten zu erheblicher Vegetationskonkurrenz während der Etablierung, förderten danach aber das Wachstum wegen der günstigen Klimabedingungen. Besonders die Lärche hat zu Beginn stark unter der Vegetationskonkurrenz gelitten.

Als hauptsächliche Ausfallursache nennen Senn und Schönenberger (2001) das Triebsterben *Gremmeniella abietina*, ein pathogener Pilz, welches in 59.8 bzw. 47.2% Fällen für das Absterben von Arve bzw. Bergföhre verantwortlich waren. Das Triebsterben hängt stark mit dem Ausaperungsdatum zusammen, da es vor allem Bäume befallen hat, deren Standorte im Frühling lange schneebedeckt waren. Davon betroffen waren bevorzugt geschwächte Bäume z.B. nach kühlen Sommern. Die Schneeschütte *Phacidium infestans*, ebenfalls eine Pilzart, ist bei der Arve der zweithäufigste Grund (14.6% aller Ausfälle) für ein Absterben. Im Gegensatz zum Triebsterben wurden junge vitale Bäume befallen, die im Frühling früh ausaperten. An diesen Standorten, namentlich Rippen, stehen ältere Arven, die schon vor der Pflanzung da waren und den Pilz wahrscheinlich auf die jungen Bäume übertragen haben. Von einigen Bäumen ist die Ursache des Absterbens nicht bekannt oder die Bäume sind verschwunden. Die Vegetationskonkurrenz durch Kraut- und Strauchschicht war besonders für die Lärchen eine Todesursache (2.3% aller Ausfälle). Absterben durch Verbiss wurde bis 1995 nicht festgestellt.

Gemäss der Auswertung der zwanzigjährigen Aufforstung wurden die in Tab. 3.2 dargestellten günstigen und ungünstigen Standorte für das Überleben und Wachstum der gepflanzten Bäume bis 1995 ausgeschieden. Die drei Baumarten reagierten auf die Ausprägungen der Standortfaktoren recht gleichförmig. Nur in der Lawinenhäufigkeit, welche die Lärche negativ beeinflusste, und beim Ausaperungsdatum, wo die Arve keinen, die Bergföhre einen positiven und die Lärche einen negativen Zusammenhang mit der Baumhöhe zeigten, wurde ein unterschiedliches Verhalten festgestellt. Zudem wurden auf Moder schlechte Überlebensraten für die Lärche, aber gute Überlebensraten für Arve und Bergföhre erkannt. Die Überlebens- und Wachstumsgunst stimmen bezüglich der meisten Standortfaktoren überein (Senn und Schönenberger, 2001).

Tab. 3.2: Standortgunst für die Entwicklung der gepflanzten Bäume der Aufforstung Stillberg bis 1995 (nach Senn und Schönenberger, 2001).

	Standortcharakter
Günstig für Überleben	Tiefe Lagen, frühe Ausaperung, Podsole mit/ohne Moder, Wacholder-Bärentraubenheide und Windflechten-Azaleenheide, geringe Vegetationskonkurrenz
Ungünstig für Überleben	Hohe Lagen, späte Ausaperung, andauernde Schneebedeckung im Winter, Ranker- und Runsenböden, Rohhumus und Geröll, Reitgrasrasen
Günstig für Wachstum	Tiefe Lage, hohe Strahlung, wenig Wind, andauernde Schneebedeckung im Winter, häufige Lawinenniedergänge, Moder, Wacholder-Bärentraubenheide, Reitgrasrasen und Alpenrosenheide
Ungünstig für Wachstum	Hohe Lage, niedrige Strahlung, starker Wind, geringe Lawinenaktivität, im Winter schneefrei, Podsole, Rohhumus und Mineralerde, Windflechten-Azaleenheide

Senn und Schönenberger (2001) schliessen, dass kurzfristige Untersuchungen nur beschränkt für Prognosen solch dynamischer, nicht-linearer Entwicklungen genutzt werden können. Zu verschiedenen Zeitpunkten wären sehr unterschiedliche Prognosen über die weitere Entwicklung der Aufforstung gemacht worden. Wie lange die differenzierte Selektion durch Standortbedingungen noch weiter geht, lässt sich noch nicht sagen. Auffallend ist der Erfolg der Lärche in der Aufforstung, wo eigentlich die Arve als Einzige autochthone Individuen in der Versuchsfläche zeigt. Die künstliche Ausgangssituation mit dem regelmässigen Pflanzungsmuster entspricht nicht der Auftretenswahrscheinlichkeit bei natürlicher Verjüngung, die bei den drei Baumarten sehr verschieden verläuft. Die Arve breitet sich natürlicherweise mit dem Tannenhäher über weite Distanzen an günstigen Stellen aus, während die mit Wind weniger weit verbreiteten Lärchensamen eher in ungünstigen Muldenlagen landen. Schon nach 10 Jahren Entwicklung wurde von Schönenberger und Frey (1988) die Bedeutung des Kleinstandortes betont, was nach 20 Jahren bestätigt werden konnte. Das Konzept der Rottenpflanzung auf den günstigsten Standorten ist demzufolge für Hochlagenaufforstungen geeignet (Senn und Schönenberger, 2001).

Methoden

4.1 Datengrundlagen und Datenerhebung

Zur Abgrenzung des Untersuchungsgegenstandes wird zunächst auf die Erhebung der Baumbestände in den Jahren 1975, 1985, 1995 und 2005 eingegangen. Danach folgt eine Beschreibung der Faktoren, die zur Erklärung der Dynamik der Aufforstung Stillberg herbeigezogen wurden und es wird aufgezeigt, wie einige dieser Faktoren modelliert wurden. Zuletzt wird die Stichprobenwahl für die statistischen Analysen besprochen. Die Daten wurden mit der GIS-Software ArcGIS Desktop 9.1 und ArcInfo Workstation 9.1 von ESRI Inc. generiert.

4.1.1 Abhängige Variable

Die abhängige Variable ‚Überleben‘ wurde direkt den Bestandsaufnahmen der Aufforstung von 1985, 1995 und 2005 entnommen. Seit der Pflanzung im Sommer 1975 wurden die überlebenden Bäume der Aufforstung Stillberg ja mindestens alle zehn Jahre lokalisiert. In den Jahren 1985 und 1995 ist der gesamte Bestand auf Wachstum und Schäden untersucht worden. Im Sommer 2005 wurde zwar der gesamte Bestand gezählt, aber nur stichprobenweise auf Wachstum und Schäden untersucht. Es wurden je die Merkmale Stammform, Stammbasis, Gipfel, Zapfen und Schadensart erhoben und die Höhe der Bäume gemessen.

Bei der stichprobenweise durchgeführten Aufnahme 2005 wurde darauf geachtet, dass die Selektion im Feld nach einem objektiven, nachvollziehbaren und praktikablen Verfahren erfolgt und dass Bäume mit verschiedenen Nachbarschaftsverhältnissen möglichst gleichmässig vertreten sind. Dies wurde mit einem Stichprobenplan erreicht, bei dem für jede Einheitsfläche nach Möglichkeit jeweils ein Eckbaum (Nr. 1, gezählt von oben links nach unten rechts), ein Baum in der Mitte (Nr. 13) und ein Baum mit nur einer benachbarten fremden Art (Nr. 20) ausgewählt wurden. Wenn diese Bäume nicht mehr existierten, wurde nach einer festen Prioritätenreihenfolge ein anderer Baum so nah wie möglich gewählt. Bei Unsicherheit in der Lokalisation eines Individuums wurde jeweils der nächste Baum in dieser Prioritätenreihenfolge gewählt (vgl. Anhang A).

4.1.2 Unabhängige Variablen

Die Entwicklung der Aufforstung Stillberg wurde in einer GIS-gestützten, statistischen Analyse mit verschiedenen Standortfaktoren und Nachbarschaftseinflüssen in Beziehung gesetzt (Abb. 4.1). In der explorativen räumlichen Analyse, sowie mit univariaten Tests wurde zunächst untersucht, welche Faktoren überhaupt einen Einfluss auf das Wachstum der Bäume haben. In einem zweiten Schritt wurden die ausgewählten Faktoren in Regressionsmodelle einbezogen und schrittweise reduziert, so dass nur noch die Faktoren mit einem wesentlichen Erklärungswert im Modell bleiben (vgl. Kapitel 4.2 und 4.3).

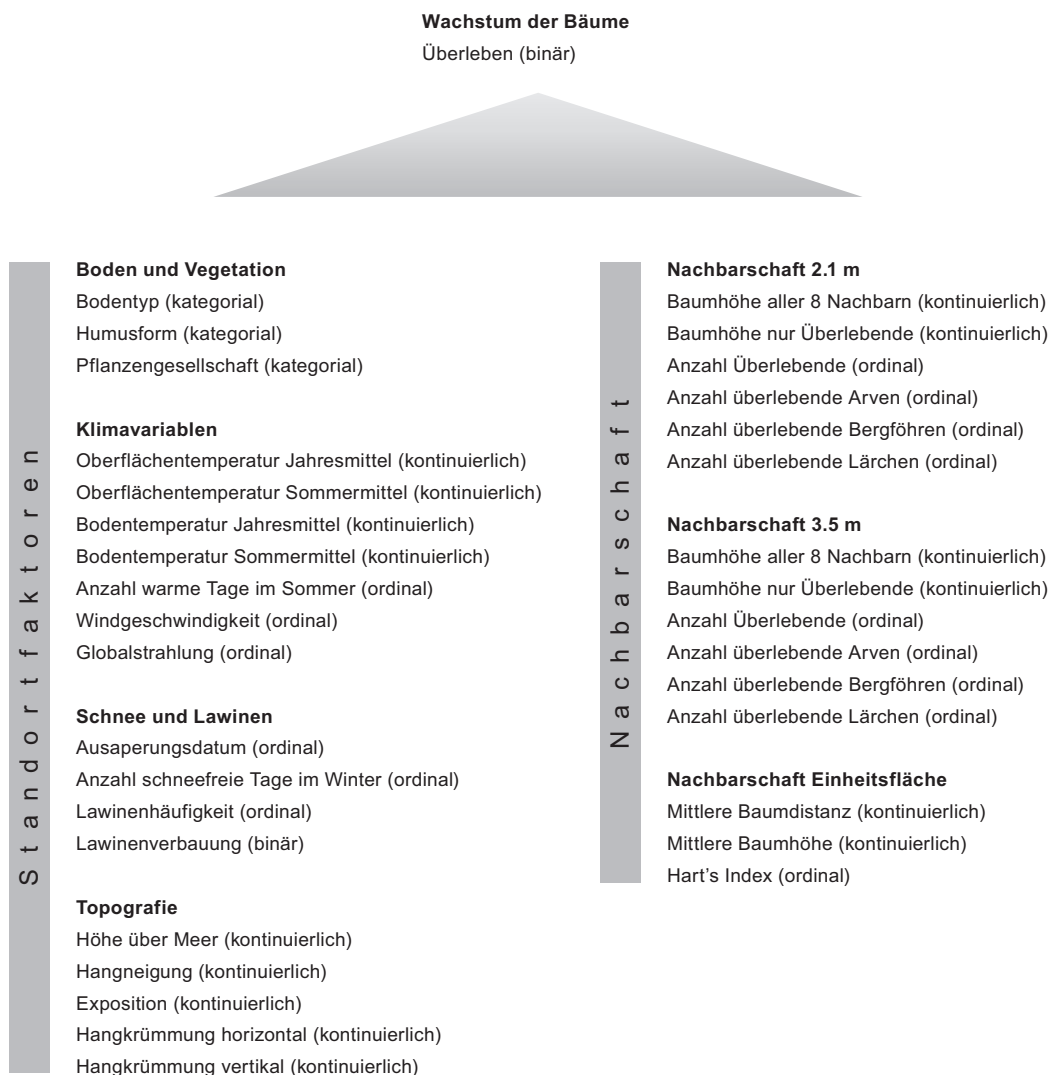


Abb. 4.1: Standortfaktoren und Nachbarschaftseigenschaften, die das Wachstum der Bäume in der Aufforstung Stillberg vermutlich beeinflussen. Alle abgebildeten unabhängigen Variablen (Standortfaktoren und Nachbarschaft) wurden in die Untersuchung einbezogen. In Klammern ist das Messniveau der einzelnen Variablen angegeben.

Ein Grossteil der benötigten Variablen war bereits aus vorhergegangenen Analysen in der Aufforstung Stillberg als GIS-Datensatz vorhanden. Im Folgenden wird die Herkunft und Ausprägung dieser Daten kurz aufgezeigt. Die Temperaturverhältnisse wurden wegen ihrer offensichtlichen Bedeutung für das Wachstum der Bäume an der Waldgrenze (vgl. Kapitel 2.2.1) mit Hilfe des Prozessmodells ALPINE3D (Lehning, 2006) für die Aufforstung Stillberg simuliert. Zur Beantwortung der Fragestellung, welche Rolle die Nachbarschaft in der Dynamik der Aufforstung spielt, musste vorab geklärt werden, wie die Nachbarschaft definiert wird. Es stellte sich die Frage, welche Ausdehnung die Nachbarschaft eines Baumes haben soll und wie diese gemessen wird. Dank der Modellierung verschiedener Nachbarvariablen konnte getestet werden, welche sich am besten eignen für die Erklärung der Baumbestände.

4.1.2.1 Simulation der Temperaturverhältnisse mit ALPINE3D

Dank dem detaillierten DHM und lokalen Klimamessungen an der Klimastation Stillberg auf 2090 m ü.M. konnte eine Modellierung der Temperaturverhältnisse für das Untersuchungsgebiet überhaupt in Erwägung gezogen werden. Für die Berechnung kommen entweder ALPINE3D oder TEBAL (Gruber, 2005) in Frage. ALPINE3D bietet gegenüber TEBAL den entscheidenden Vorteil, dass Bodenbedeckung und laterale Energieflüsse in der Berechnung berücksichtigt werden, was für die Modellierung der kleinräumigen Unterschiede innerhalb der Aufforstung von Bedeutung ist.

ALPINE3D ist ein Modell für die hoch aufgelöste Simulation alpiner Oberflächenprozesse, insbesondere Schneeprozesse. Das Modell ist modular aufgebaut und kann mit Messdaten einer Wetterstation oder mit vorgängig modellierten Meteodaten ausgeführt werden. Kern des Modells bilden das dreidimensionale Strahlungsbilanz-Modul und ein Schneedrift-Modul (Abb. 4.2). Die atmosphärischen Prozesse werden also in drei Dimensionen simuliert und sind gekoppelt an ein eindimensionales Modell für Vegetation, Schnee und Boden (SNOWPACK). Es wird angenommen, dass in diesen Sphären nur wenig lateraler Austausch stattfindet (Lehning et al., 2006).

Das Modell ist für die gängigen digitalen Höhen- und Geländemodelle (DGM) der Schweiz konzipiert, die zurzeit mit einer Auflösung von 5 bis 25 m (DHM) und 100 m (DGM) zur Verfügung stehen (Lehning et al., 2006). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde ALPINE3D zum ersten Mal für eine höhere Auflösung (2 m) angewendet und die Resultate der Simulation sind unter Berücksichtigung dieser Versuchssituation zu betrachten.

Die Simulation der Temperaturverhältnisse am Stillberg wurde mit stündlichen Mitteln aus halbstündlichen Meteowerten der Klimastation Stillberg auf 2090 m ü.M. durchgeführt (Tab. 4.1). Als einziger fehlender Parameter wurde die einfallende langwellige Strahlung am Stillberg nie erhoben und musste daher von der nahe gelegenen Klimastation der Versuchsfläche des SLF am Weissfluhjoch (2540 m ü.M.) übernommen werden. Die Versuchsfläche erhält jedoch potentiell weniger langwellige Strahlung als der 450 m tiefer gelegene Stillberg. Unter der Annahme, dass der Bewölkungsgrad über dem Weissfluhjoch ungefähr mit demjenigen über dem Stillberg übereinstimmt, wurden die Werte der einfallenden langwelligigen Strahlung korrigiert. Die Höhenkorrektur wurde mit Hilfe des mittleren Gradienten von 2.9 W/m^2 je 100 m Höhendifferenz (Marty et al., 2002) bewirkt.

Die Wahl der Zeitperiode für die Durchführung der Simulation vom 10.6.1996, 12.00 Uhr bis am 1.9.2001, 11.00 Uhr war bedingt durch verschiedene Anforderungen des Modells und des Untersuchungsgegenstandes. Die Meteodaten sollten keine grossen Datenlücken aufweisen,

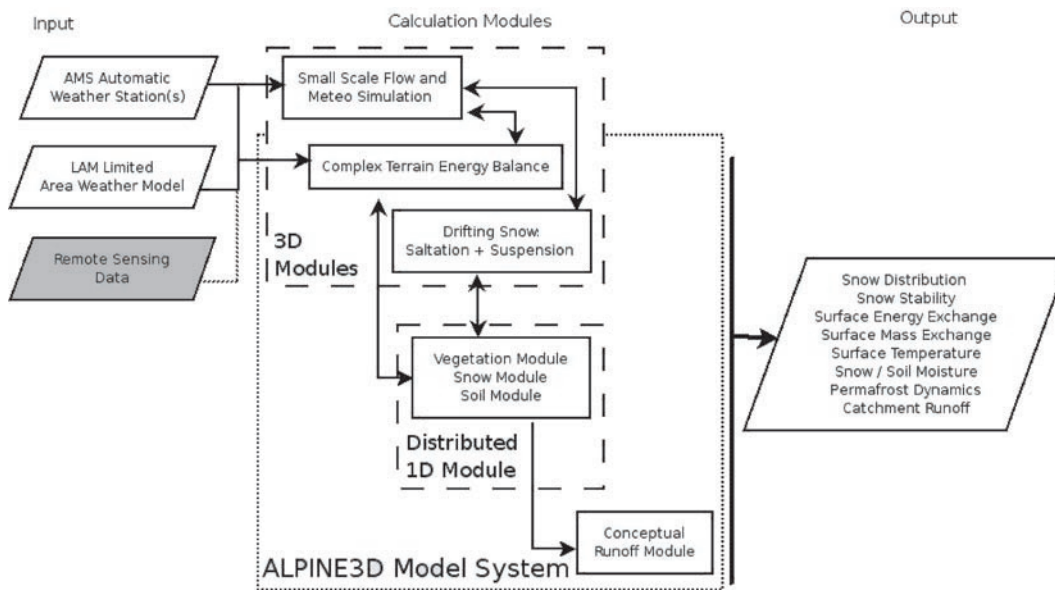


Abb. 4.2: Schematische Darstellung des Modells ALPINE3D. Der Input von Remote Sensing ist noch nicht implementiert (aus Lehning et al., 2006).

weil das Modell fehlende Werte nur für kleine Zeitschritte interpolieren kann. Der Anfangszustand des Bodens sollte modellbedingt schneefrei sein und die Bodentemperaturen bereits an die fehlende Isolationsschicht angepasst, das heisst der Stillberg sollte schon ein paar Tage vor der Initialisierung der Simulation vollständig ausgeapert sein. Für das Baumwachstum sind vor allem die thermischen Bedingungen während der Vegetationsperiode aufschlussreich. Deshalb wurde die Simulation so früh als möglich nach der Ausapertung begonnen. Biologisch relevant sind Temperaturmittel und -summen, die aus den stündlichen Ausgaberechern berechnet werden mussten. Die Dauer der Simulation war somit vor allem durch die rechenaufwändige Auswertung der Resultate eingeschränkt. Die Vegetation, die weitere Parameter für den Modellinput liefert, verändert sich mit der Zeit, kann aber nur als statischer Zustand in das Modell eingehen. Um dieser Einschränkung gerecht zu werden, wurden die Vegetationsparameter von 1995 (zwischen 1985 und 2005) als mittlerer Zustand verwendet. Die Meteodaten sollten deshalb den Bedingungen von 1995 ungefähr angepasst sein, also möglichst für denselben Zeitraum gewählt werden.

Neben den Meteodaten wurde der Zustand des Bodens und der Vegetation zu Beginn der Simulation parametrisiert und als einmaliger Input in das Modell gespeist. Die Bodentypen (vgl. Kapitel 4.1.2) wurden nach Lüscher und Blaser (1988) klassiert. Für jede Klasse wurden dann die nachstehenden Parameter bestimmt, deren Werte im Anhang A aufgeführt sind. Die ‚Bodenmächtigkeit‘ [cm] wurde mit Hilfe der Bodenprofile von Blaser (1980) hergeleitet. Die ‚spe-

Klimaparameter

Lufttemperatur ¹	°C
Kurzwellige Einstrahlung ¹	W / m ²
Langwellige Einstrahlung ²	W / m ²
Relative Feuchte ¹	%
Niederschlag ¹	m
Windgeschwindigkeit ¹	m / s

1: Klimastation Stillberg, 2: Klimastation Weissfluhjoch

Tab. 4.1: Parameter des Meteodatensatzes von den Klimastationen Stillberg und Weissfluhjoch. Jeder Parameter wurde mit stündlichen Mitteln aus halbstündlichen Werten in das Modell gespeist.

zifische Wärmekapazität [J/kgK] variiert insbesondere mit der organischen Auflage. Sie wurde aufgrund der Angaben von Flühler und Roth (2003), Lüschtg (2005) und Warnecke (1997) geschätzt. Die ‚Wärmeleitfähigkeit‘ [W/mK] ist stark vom Wassergehalt im Boden abhängig. Für das gewählte Datum 10.6.1996 wurde angenommen, dass der Boden noch recht gut durchfeuchtet ist, da die Ausaperung erst vor einigen Tagen erfolgt war. Flühler und Roth (2003) und Hukseflux (Hukseflux, 2006) zeigen Werte für verschiedene Materialien auf, welche hier als Grundlage dienten. Das ‚Wasserspeichervermögen‘ [$\text{vol}\%$ bei Feldkapazität] eines Bodens nimmt mit zunehmender mittlerer Korngrösse ab (Lüschtg, 2005). Nach Schätzung der Korngrössen für die Bodentypen aufgrund der Bodenprofile (Blaser, 1980) wurde dieser Parameter aus Lüschtg (2005) übernommen. Die ‚Bodendichte‘ [kg/m^3] und die ‚Volumenanteile‘ [kg/m^3] von Eis, Wasser, Luft und Festmaterial wurden mit Hilfe der Angaben von Flühler und Roth (2003) bestimmt.

Die Vegetation wurde mit der ‚mittleren Baumhöhe‘ [m], dem ‚Leaf Area Index (LAI)‘ und der ‚Lichtdurchlässigkeit‘ [%] für den Baumbestand 1995 beschrieben. Die Schätzung des ‚LAI‘ stützt sich auf Messungen vom 13.9.1990 in einer Lärchenaufforstung mit ähnlicher Dichte und Grösse im Forschungsareal der Forest Ecosystems Dynamics (FED, NASA) westlich von Howland, Maine (U.S.A.) (FED, 2006) und wurde von Stähli (WSL, Birmensdorf) bestätigt (mündliche Mitteilung). Es wurde davon ausgegangen, dass wegen dem starken Unterwuchs auf der gesamten Fläche der Aufforstung mindestens ein LAI von 0.5 vorhanden ist. Die ‚Lichtdurchlässigkeit‘ wurde aus der Anzahl überlebender Bäume pro Einheitsfläche berechnet. Alle drei Vegetationsparameter wurden klassiert und mit den Bodenklassen so zusammengefügt, dass insgesamt 114 Kombinationen von Bodentypen, Baumhöhen und Vegetationsdichten entstanden, die repräsentativ für den momentanen Zustand der Einheitsflächen zu Beginn der Simulation sind.

Die Ausdehnung des Höhenmodells (DHM 2 m) ist etwas grösser als das Areal des Untersuchungsgebietes. Dadurch wird die Topografie der Aufforstung, aber nicht der Horizont und das umgebende Gelände in die Simulation einbezogen.

Die Simulation wurde auf einem Rechner der GRID-Umgebung für ALPINE3D gerechnet. GRID meint hier eine heterogen verteilte Umgebung von Rechenressourcen zur Erhöhung der Rechenleistung, namentlich 32 LINUX Rechner, die über Ethernet miteinander verbunden sind (Lehning et al., 2006). Für die gesamte Zeitperiode wurden die Temperaturwerte für 0 cm, -10 cm, -25 cm, die kurzwellige und langwellige Strahlung und die Schneemächtigkeit dreistündlich in ASCII-Grids geschrieben.

Aus den ASCII-Grids wurden mit einem JAVA-Code (bereitgestellt von Ross Purves, Geographisches Institut der Universität Zürich) die Variablen abgeleitet, welche in die Analyse der Aufforstung eingehen sollten. Mit Hilfe von einfachen deskriptiven Massen wie Mittelwert, Maximum und Minimum wurden die simulierten Werte gesichtet und validiert (vgl. Kapitel 5.1.2), bevor sie zu den Temperaturvariablen verarbeitet wurden. Mit lokalen Rasterberechnungen wurden die Variablenwerte für jede Grid-Zelle bestimmt. Die resultierenden Raster wurden in ein GIS eingelesen und dort maskiert, so dass nur je die Schwerpunkte der Einheitsflächen der Aufforstung einen Temperaturwert behielten. Dies war nötig, weil einige Inputparameter nur für die Zentroide gemessen wurden und somit nur dort eine entsprechende Genauigkeit der simulierten Werte erwartet werden konnte. Die resultierenden Variablen haben deshalb eine räumliche Auflösung von 3.5 m und die Visualisierung ist entgegen dem kontinuierlichen Phänomen als Punktmuster dargestellt (vgl. Kapitel 5.1.1). Für die statistische Analyse wurde es

vorgezogen, den Einheitsflächen je die Zentroidwerte zuzuweisen, als die Lücken durch eine Interpolation aufzufüllen.

Die mittleren Sommertemperaturen für Oberfläche und Boden sind definiert über einen minimalen Grenzwert, der die Dauer der Vegetationsperiode bestimmt (Tab. 4.2). Diese dauert gemäss Körner und Paulsen (2004) vom ersten Zeitpunkt, wo die Temperatur 5°C (Oberflächentemperatur) bzw. 3.2°C (Bodentemperatur) überschreitet bis zum erstmaligen Auftreten desselben Wertes im Herbst. Die Grenzwerte konnten frühestens im April und spätestens im November erreicht werden. Die Jahresmittel enthalten wie schon die Sommermittel nur Werte, die unter 320 K (47.7°C) liegen. Die Anzahl warme Tage im Sommer wurde über die mittlere Tagestemperatur >5°C bestimmt, welche aus dem Tagesminimum und -maximum gemittelt wurde. Für die warmen Sommertage musste kein Filter gegenüber Ausreissern festgelegt werden, weil nur die Summe der Tage und nicht der Temperaturwert interessiert. Die Ausreisser waren auch der Grund, weshalb nicht die Growing Degree Days anstelle der Anzahl warmer Sommertage berechnet wurden.

Tab. 4.2: Abgeleitete Temperaturvariablen und integrierte Zeitperioden der simulierten Werte. Berechnet unter Berücksichtigung der Angaben zum Umgang mit Ausreissern und Grenzwerten.

Variable	Zeitperiode	Umgang mit Ausreissern	Grenzwert
Oberflächentemperatur Sommermittel	1996 bis 2001	Werte über 320 K gefiltert	278.2 K
Oberflächentemperatur Jahresmittel	1997 bis 2000	Werte über 320 K gefiltert	Kein Grenzwert
Bodentemperatur Sommermittel	1996 bis 2001	Werte über 320 K gefiltert	276.4 K
Bodentemperatur Jahresmittel	1997 bis 2000	Werte über 320 K gefiltert	Kein Grenzwert
Anzahl warme Tage im Sommer	1996 bis 2001	Kein Filter	278.2 K

4.1.2.2 Modellierung der Nachbarschaft

Es existieren verschiedene Indizes, mit denen Nachbarschaftsbeziehungen von Pflanzen beschrieben werden (Bonan, 1993). Die Indizes sind schwierig zu interpretieren, da der Einfluss der einzelnen Nachbarschaftseigenschaften nicht differenziert werden kann. Weil nicht bekannt ist, welche Eigenschaften das Wachstum in der Aufforstung tatsächlich beeinflussen, wurden einfache Variablen, die nur auf wenigen Eigenschaften gründen, erstellt. Für den Baumbestand im Jahr 2005 konnten nur solche Variablen generiert werden, die von der stichprobenartigen Aufnahme nicht beeinträchtigt sind.

Für die Bestimmung des Einflussbereichs der Nachbarschaft in der Aufforstung Stillberg wurde entsprechend des Ansatzes von Silander und Pacala (1985) unter Einbezug räumlicher Analyseverfahren vorgegangen. Form und Grösse des Einflussbereichs sind laut Berger und Hildebrandt (2000) abhängig von der Baumhöhe und der Distanz der Nachbarn. Wegen der gitterartigen Pflanzung der Bäume und der einfacheren Interpretierbarkeit wurde die quadratische Form als angepasst erachtet. Mit Hilfe der Kerneloberflächen für die Baumhöhen bei verschiedenen Wirkungsradien (vgl. Kapitel 4.2.3) wurden zwei quadratische Einflussbereiche mit Seitenlänge 2.1 und 3.5 m ausgeschieden (Abb. 4.3). Als weiterer Einflussbereich der Nachbarschaft je einer Baumart wurden die Einheitsflächen gewählt. Im vorliegenden Untersuchungsgebiet interessiert sowohl die intraspezifische Konkurrenz im Sinne der Selbstausdünnung einer Art als auch die interspezifische Konkurrenz zwischen den Baumarten. Die Nachbarschaftsvariablen wurden deshalb nicht nur für die Gesamtbestände, sondern auch für die einzelnen Baumarten generiert. Verschiedene Ökologen nennen die Baumhöhe, die Anzahl, die mittlere Entfernung, die Verteilung und das Alter der Bäume als relevante Nachbareigenschaften (Silander und Pa-

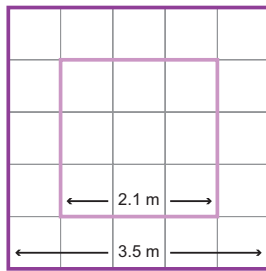


Abb. 4.3: Einflussbereiche der Nachbarschaft. Im kleineren Quadrat (2.1 m) sind 9 Bäume, im grösseren (3.5 m) sind 25 Bäume in die Nachbarschaftsbeziehungen involviert. Die Einheitsflächen beziehen ebenfalls 25 Bäume mit ein, mit dem Unterschied, dass nur Bäume gleicher Art in die Berechnung der Nachbarschaftsvariablen einfließen.

cala, 1985; Bonan, 1993; Dolezal et al., 2004). In die Modellierung der Nachbarschaftsvariablen wurden diese mit Ausnahme der zwei letzteren integriert. Die Variablen wurden im GIS für die zu untersuchenden Baumbestände der Jahre 1985, 1995 und 2005 berechnet (Tab. 4.3).

Einfache Nachbarschaftsvariablen

Die artenunabhängigen Nachbarschaftsvariablen (in Tab. 4.3 weiss unterlegt) verkörpern Nachbarschaftsbeziehungen über die „Grenzen“ der Einheitsflächen hinweg. Für einen Eckbaum einer Einheitsfläche bedeutet dies, dass der Einfluss von allen drei Baumarten darin integriert ist (Abb. 4.4). Bei einer Nachbarschaft von 2.1 m erfahren die übrigen Randbäume den Einfluss von nur einer fremden und der eigenen Baumart. Für die neun Bäume in der Mitte einer Einheitsfläche sind nur Beziehungen zu Artgenossen erfasst. Für den Nachbarschaftsbereich von 3.5 m erfahren alle Bäume ausser dem Baum im Zentrum einer Einheitsfläche den Einfluss von mindestens einer fremden Art. Je die vier Bäume, die in einer Ecke der Einheitsfläche stehen, werden von der Nachbarschaft aller drei Baumarten beeinflusst.

Der Einflussbereich der Einheitsflächen wurde in drei Variablen integriert (in Tab. 4.3 hellgrau unterlegt). Die mittlere Baumdistanz wurde für jede Einheitsfläche separat berechnet und berücksichtigt die Distanz zu Bäumen in benachbarten Einheitsflächen nicht. Die Baumdistanz gibt also Auskunft über den Raum, den die Bäume einer Einheitsfläche, also je einer Art, im Mittel z.B. für das horizontale Wachstum zur Verfügung haben. Die mittlere Baumhöhe einer Einheitsfläche wurde nur für den Bestand 2005 aus den gemessenen Stichprobepflanzen berechnet. Die Variable ersetzt im Zeitschritt 1995 bis 2005 die übrigen Variablen, welche die Baumhöhe einbeziehen, da diese auf Grund der stichprobenweise durchgeführten Messung der Bäume für den Bestand 2005 nicht aussagekräftig sind. Weil die Stichprobe je Einheitsfläche gezogen wurde, ist die Einheitsfläche der einzige interpretierbare Einflussbereich für die Baumhöhen 2005. Der Hart's Index (siehe unten) wurde ebenfalls aufgrund der stichprobenweise gemessenen Baumhöhen 2005 auf die Einheitsflächen bezogen, damit ein zeitlicher Vergleich des Einflusses dieser Variable möglich ist.

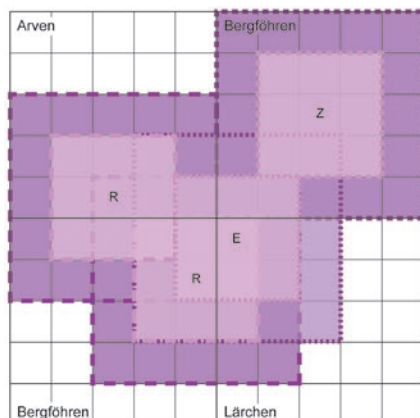


Abb. 4.4: Einflussbereiche der Nachbarschaft (2.1 m (hell), 3.5 m (dunkel)) für unterschiedliche Baumpositionen innerhalb der Einheitsflächen. E: Eckbaum, R: Randbaum, Z: Zentrum.

Tab. 4.3: Nachbarschaftsvariablen zur Erklärung der Entwicklung der Aufforstung. Artenunabhängige Variablen sind weiss, Variablen mit paralleler Bezugnahme auf je eine Baumart pro Einheitsfläche sind hellgrau, Variablen, die sich nur auf je eine Baumart abstützen, sind dunkelgrau grundiert.

Variable	Eigenschaft
Baumhöhe aller 8 Nachbarn (2.1 m Nachbarschaft) ^{1,2}	Mittlere Baumhöhe der direkten Nachbarn, berechnet unter Einbezug toter Nachbarbäume mit der Höhe 0 cm
Baumhöhe nur Überlebende (2.1 m Nachbarschaft) ²	Mittlere Baumhöhe der direkten Nachbarn, berechnet unter Einbezug nur der überlebenden Nachbarn
Anzahl Überlebende (2.1 m Nachbarschaft) ²	Anzahl überlebender, direkter Nachbarn
Baumhöhe aller 24 Nachbarn (3.5 m Nachbarschaft) ^{1,2}	Mittlere Baumhöhe der direkten und nächstfolgenden Nachbarn, berechnet unter Einbezug toter Nachbarbäume mit der Höhe 0 cm
Baumhöhe nur Überlebende (3.5 m Nachbarschaft) ²	Mittlere Baumhöhe der direkten und nächstfolgenden Nachbarn, berechnet unter Einbezug nur der überlebenden Nachbarn
Anzahl Überlebende (3.5 m Nachbarschaft) ²	Anzahl überlebender, direkter Nachbarn
Mittlere Baumdistanz (Einheitsfläche)	Mittlere Entfernung der überlebenden Bäume in einer Einheitsfläche
Mittlere Baumhöhe (Einheitsfläche)	Mittlere Baumhöhe, berechnet aus den maximal drei Stichprobenbäumen (nur Überlebende) innerhalb einer Einheitsfläche; nur für Baumbestand 2005
Hart's Index (Einheitsfläche)	Verhältnis mittlere Baumhöhe zur mittleren Baumdistanz innerhalb einer Einheitsfläche
Anzahl überlebende Arven (2.1 m Nachbarschaft) ²	Anzahl überlebender, direkt benachbarter Arven
Anzahl überlebende Arven (3.5 m Nachbarschaft) ²	Anzahl überlebender, direkt und nächstfolgend benachbarter Arven
Anzahl überlebende Bergföhren (2.1 m Nachbarschaft) ²	Anzahl überlebender, direkt benachbarter Bergföhren
Anzahl überlebende Bergföhren (3.5 m Nachbarschaft) ²	Anzahl überlebender, direkt und nächstfolgend benachbarter Bergföhren
Anzahl überlebende Lärchen (2.1 m Nachbarschaft) ²	Anzahl überlebender, direkt benachbarter Lärchen
Anzahl überlebende Lärchen (3.5 m Nachbarschaft) ²	Anzahl überlebender, direkt und nächstfolgend benachbarter Lärchen

¹ im Text als "normalisierte mittlere Baumhöhe" referenziert, ² Quadratischer Einflussbereich mit Seitenlänge 2.1 bzw. 3.5 m

Die artenspezifischen Variablen (in Tab. 4.3 dunkelgrau unterlegt) berücksichtigen nur die Anzahl, nicht aber die Höhe der benachbarten Bäume. Sie geben Aufschluss über die Beziehung zwischen benachbarten Bäumen gleicher Art, d.h. darüber, wie stark die intraspezifische Beziehung das Überleben beeinflusst und ob sie das im Sinne von Konkurrenz oder Synergienutzung tut. Jede Baumart wurde je in einzelnen Variablen für die zwei Einflussbereiche 2.1 und 3.5 m erfasst, damit der Einfluss der verschiedenen Arten eindeutig auseinander gehalten werden kann.

Baumhöhe im Verhältnis zur mittleren Entfernung (Hart's Index)

Der Hart's Index ist ein Mass für die Bestandesdichte und kommt aus dem Forstwesen. Er beschreibt, wie gut der verfügbare Raum fürs Baumwachstum genutzt wird. In der Forstpraxis wird der Hart's Index besonders für die Regulierung gleichaltriger Bestände bekannten Alters angewendet. Er wird mit dem Verhältnis der mittleren Baumhöhe zur mittleren Entfernung der Bäume berechnet (Brack, 1999):

$$HSR = H / S \quad (4.1)$$

mit Hart's Index HSR , mittlerer Baumhöhe H und mittlerer Entfernung S . Der Index hat grosse Werte bei Flächen mit kleiner mittlerer Entfernung und tiefe Werte bei Flächen mit grosser Baumdistanz. Der Hart's Index wurde für die Aufforstung als Nachbarschaftsvariable je Einheitsfläche berechnet.

4.1.2.3 Übrige Variablen

Die Variablen zu Boden und Vegetation, Schneedecke und Lawinen, sowie Strahlung und Wind wurden im Laufe früherer Untersuchungen digitalisiert (o.V.) und wurden in der vorliegenden Arbeit als bestehende GIS-Datensätze übernommen. Im Folgenden werden diese Datengrundlagen, soweit bekannt, erläutert und die Berechnung der topografischen Variablen dargestellt.

Boden und Vegetation

Die kategorialen Variablen ‚Bodentyp‘, ‚Humusform‘ und ‚Pflanzengesellschaft‘ stammen aus den Kartierungen von Kuoch (1970) und Blaser (1980). Es werden Ranker, verschiedene Podsolformen, sowie Runsen-, Kreten- und Nassböden in insgesamt neun Bodentypen unterschieden. Geröll, Fels, Erosion, Moder, normaler und extremer Rohhumus beschreiben die Bodenoberfläche bzw. -auflage in der Variable ‚Humusform‘. Die zehn kartierten Zwergstrauchgesellschaften sind typisch für den Waldgrenzgürtel der kontinentalen Zentralalpen auf saurem Gestein (Schönenberger, 1988; vgl. Karten im Anhang A).

Schneedecke und Lawinen

Die Variablen ‚Ausaperungsdatum‘, ‚Anzahl schneefreie Tage im Winter‘ und ‚Lawinenhäufigkeit‘ beschreiben die mittleren Schneeverhältnisse der Aufforstung. Die Angaben stützen sich auf regelmässige Ablesungen der Schneehöhen an Schneepegeln sowie terrestrisch-photogrammetrische Aufnahmen der Ausaperungsvorgänge. Ein erstes Pegelnetz wurde zwischen 1959 und 1962, ein zweites 1973 mit 433 Pegelstandorten aufgebaut. Während der Beobachtungsperiode von 1959 bis 1985 wurden knapp 1000 Lawinen kartiert (Rychetnik, 1988). Die Stützbauten in der westlichen Hanghälfte liegen der Variable ‚Lawinenverbauung‘ zugrunde (vgl. Karten im Anhang A).

Strahlung

Turner hatte 1966 die Globalstrahlung (Summe von direkter Sonnenstrahlung und diffuser kurzwelliger Strahlung) bei wolkenfreiem Wetter für 49 Expositionen gemessen. Daraus wurden Summenwerte der Vegetationsperiode mittels Interpolation auf die Einheitsflächen der Aufforstung übertragen (Turner, 1966). Die resultierende Strahlungskarte zeigt Werte zwischen 25 und 85 kcal/cm² (vgl. Anhang A).

Wind

Die Windgeschwindigkeit wurde der Isotachen-Karte von Nägeli (1971) für die Tageswindrose (Haupttrichtung Nord) entnommen. Auf 1 m Höhe über Boden variiert die durchschnittliche Windgeschwindigkeit während der Vegetationsperiode zwischen 0.95 und 3.42 m/s. Der räumlich-zeitliche Mittelwert liegt bei 1.9 m/s (100%). Die Linien gleicher Windgeschwindigkeit sind in 10%-Intervallen gezeichnet, woraus 14 Windkategorien resultieren (Turner, 1988). Die Kategorien wurden den Einheitsflächen der Aufforstung zugeordnet (vgl. Karte im Anhang A).

Topografie

Die topografischen Variablen ‚Höhe ü.M.‘, ‚Hangneigung‘, ‚Exposition‘ und ‚Hangkrümmung‘ wurden alle vom digitalen Höhenmodell (DHM) des Versuchsgeländes abgeleitet. Aus digitalisierten Höhenlinien mit einer Äquidistanz von 2 m für die gesamte Aufforstung wurde im GIS ein DHM mit derselben Rasterweite von 2 m gerechnet (Abb. 4.5). Die verwendete Interpolationsmethode ist speziell für die Generierung hydrologisch korrekter DHM aus Höhenlinien geeignet. Sie basiert auf ANUDEM, einem von Hutchinson (1989) entwickelten Programm, das eine iterative differentielle Interpolationstechnik verwendet. Diese Technik ist dazu optimiert, die Effizienz von lokalen Interpolationsmethoden wie invers distanzgewichtete Interpolation beizubehalten, ohne die Oberflächenkontinuität von globalen Interpolationsmethoden, wie z.B. Kriging zu verlieren (Hutchinson, 1989).

Die ‚Hangneigung‘ ist die steilste, abwärts gerichtete Neigung für einen Punkt im Gelände. Sie wird im GIS mittels finiter Differenzen in der 8er-Nachbarschaft einer Zelle gemäss Horn (1981) bestimmt. Die Werte streuen für das Gelände der Aufforstung zwischen 0 und 61 Prozent (Abb. 4.6).

Die ‚Exposition‘ beschreibt die Richtung der ‚Hangneigung‘, d.h. die geografische Richtung, welcher der Hang zugeneigt ist. Sie wird mit den Kompasswerten von 0° (Nord) bis 360° angegeben. Die ‚Exposition‘ wird wie die ‚Hangneigung‘ mit der Schätzmethode von Horn (1981) aus dem DHM abgeleitet. Zur besseren Interpretierbarkeit der Variablen wurde der Sinus für westliche (270°) über nördliche (0°) bis östliche (90°) Expositionen berechnet. Demnach liegt der Wertebereich für west- bis ostexponierte Lagen bei -1 bis 1 (0: Nord). Für Lagen zwischen 90° und 180°, die in der Aufforstung kaum vorkommen, wurde der Sinus ebenfalls berechnet, jedoch von 2 subtrahiert, so dass Werte über 1 eine südöstliche Exposition anzeigen (Abb. 4.7).

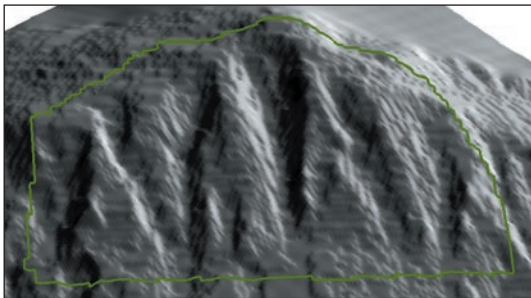


Abb. 4.5: 3D-Darstellung des Hillshadings des DHM mit 2 m Auflösung. Horizontale Blickrichtung vom gegenüberliegenden Hang mit Lichtquelle in nordnordwestlicher Richtung, 45° geneigt. Grün markiert das Untersuchungsgebiet der Aufforstung Stillberg.

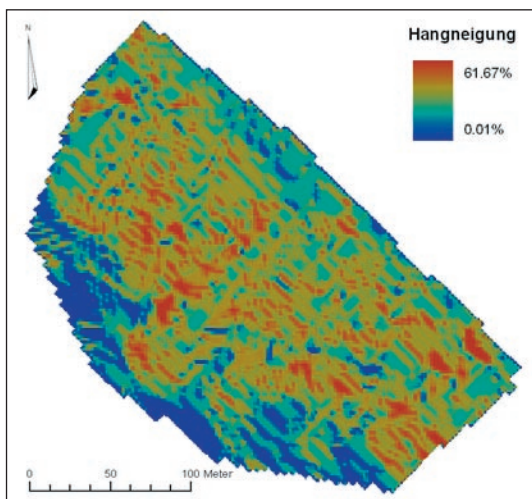


Abb. 4.6: Die Hangneigung für die Aufforstung Stillberg in Prozent. Hangschulter und Hangfuss sind nur wenig geneigt (blau), dazwischen hat es viele steile Stellen (rot).

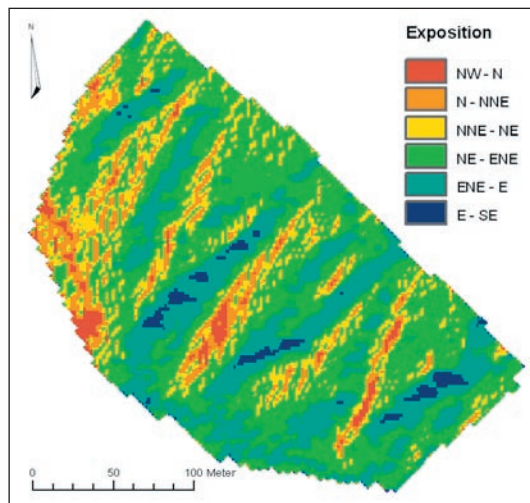


Abb. 4.7: Der Stillberg ist als Ganzes nach Nordosten ausgerichtet, wobei die kleinräumige Topografie stark variiert mit Expositionen von Nordwest (NW) bis Südost (SE).

Die ‚Hangkrümmung‘ [$^{\circ}$ pro 100 m] entspricht der zweiten Ableitung der Höhenfunktion in einem Punkt und wird aus dem DHM nach der Methode von Zevenbergen und Thorne (1987) berechnet. Positive Werte stehen für konvexe, negative Werte für konkave Standorte (Abb. 4.8).



Abb. 4.8: Die Krümmung der Geländeoberfläche ist entweder konvex oder konkav; oder flach, wenn das Gelände nicht geneigt ist.

Die Hangkrümmung teilt sich in die horizontale und die vertikale Krümmung (engl. plan curvature bzw. profile curvature). Die horizontale Krümmung (Abb. 4.9) beschreibt Konvergenz bzw. Divergenz in der hangabwärts gerichteten Fliessbewegung, während Beschleunigung und Abbremsen der Fliessbewegung durch die vertikale Krümmung erfasst werden. Für die einfachere Interpretation dieser Variable als steuernder Faktor für das Überleben der Bäume wurde die Hangkrümmung in der statistischen Analyse nach vertikaler und horizontaler Krümmung unterschieden.

Die abgeleiteten topografischen Variablen wurden auf die Baumstandorte übertragen.

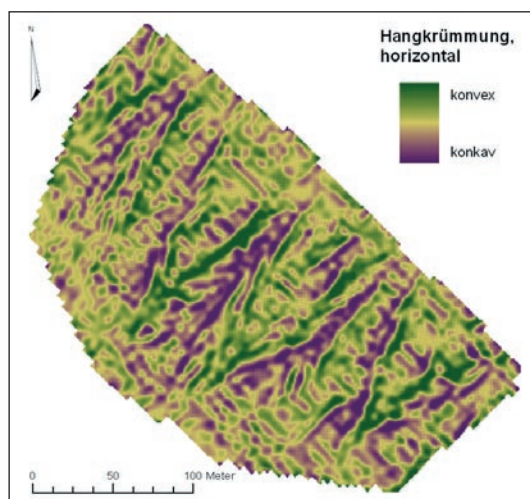


Abb. 4.9: Die horizontale Hangkrümmung zeigt Geländerippen (konvex) und -mulden (konkav), die bei einer horizontalen Querung des Hanges angetroffen werden.

4.1.3 Stichprobenwahl für die statistischen Analysen

Ziel der Stichprobenwahl ist es, eine repräsentative Teilmenge des Gesamtbestandes zu wählen. Die Repräsentativität hängt vom Stichprobenumfang und dem Auswahlverfahren ab. Bahrenberg et al. (1999) betonen, dass, je stärker die Variable streut, die Stichprobe umso grösser sein muss. Und nur ein zufälliges Auswahlverfahren gewährleistet die Repräsentativität der Stichprobe. Bei Variablen mit einer räumlichen Komponente muss zusätzlich beachtet werden, dass die räumliche Autokorrelation durch geschickte Auswahl der Stichprobe minimiert wird. Je weiter die Stichprobenelemente voneinander entfernt sind, desto kleiner ist in der Regel die räumliche Autokorrelation (vgl. Kapitel 4.2.5).

Die Stichproben für die Variable ‚Überleben‘ wurden zufällig gezogen und der Umfang so weit reduziert, dass die räumliche Autokorrelation möglichst gering, die Repräsentativität aber gewährleistet ist. Die Stichprobe soll ausserdem gleich viele Elemente „überlebt“ und „nicht überlebt“ enthalten, da sonst in der logistischen Regression eine Ausprägung zu stark gewichtet wird (Brito et al., 1999). Es wurden für jeden Zeitschritt Stichproben mit 500 Elementen der Ausprägung „überlebt“ und 500 Elementen der Ausprägung „nicht überlebt“ gezogen.

4.2 Explorative räumliche Analysen

Zuerst wurden die gesamten Bestände der Jahre 1985, 1995 und 2005 mit Hilfe deskriptiver statistischer Masse beschrieben. In einem weiteren Schritt wurden die räumlichen Muster der überlebenden Bäume und der Baumhöhen visualisiert. Die Überlebensmuster wurden den Standortfaktoren überlagert, um erste Zusammenhänge zu erkennen und Vermutungen über Prozesse, die diese Muster hervorgebracht haben, anzustellen. Am Schluss wird dokumentiert, wie die räumliche Autokorrelation in den Stichproben der statistischen Analyse gemessen wurde. Alle genannten Methoden wurden mit Hilfe der GIS-Software angewendet.

4.2.1 Beschreibung der Punktverteilung der überlebenden Bäume

Mit einfachen deskriptiven Massen für Punktverteilungen wurden Charakteristika der Gesamtbestände der Jahre 1985, 1995 und 2005 erfasst. Die Standardabweichungsellipse beschreibt richtungsabhängige Trends in der Anordnung der Überlebenden (4.2.1.1). Die Konzentration der Überlebenden im Raum wird mit dem Index des nächsten Nachbarn gemessen (4.2.1.2).

4.2.1.1 Orientierung der überlebenden Bäume im Raum

Um Trends einer Punktverteilung zu messen, wurden die Standarddistanzen nach x- und y-Richtung getrennt berechnet. Diese beiden Masse definieren die Achsen der Standardabweichungsellipse über dem Mittelzentrum und zeigen, ob die Verteilung der Punkte eine bestimmte Richtung aufweist:

$$SD_X = \sqrt{(\sum (X_i - \bar{X})^2 / n)} \quad (4.2)$$

$$SD_Y = \sqrt{(\sum (Y_i - \bar{Y})^2 / n)} \quad (4.3)$$

mit den Standarddistanzen SD_X und SD_Y als Ellipsenachsen, den mittleren X- und Y-Koordinaten \bar{X} und \bar{Y} , der Anzahl Punkte n und den Koordinaten X_i und Y_i des i -ten Punktes (Mit-

chell, 2005). Mit der Standardabweichungsellipse wurde die Verteilung der überlebenden Bäume je Baumart im Laufe der Zeit verglichen.

4.2.1.2 Konzentration der überlebenden Bäume im Raum

Die Methode des nächsten Nachbarn erlaubt eine Unterscheidung von Punktverteilungen in gleichmässige, zufällige oder geklumpete Verteilungsmuster. Zunächst wird das Mittel aller beobachteten kleinsten Distanzen berechnet, also die mittlere Distanz der Punkte zu ihrem nächsten Nachbarn d_b . Das Verhältnis der mittleren beobachteten kleinsten Distanz zur mittleren kleinsten Distanz einer hypothetisch zufälligen Punktverteilung d_e bildet ein Mass für den Konzentrationsgrad einer Punktverteilung (R). Bei der Herleitung von d_e wird eine Poisson-Verteilung der Punkte angenommen. Die detaillierte Herleitung findet sich beispielsweise in Bahrenberg und Giese (1975).

$$R = d_b / d_e \quad (4.4)$$

Die Punkte sind zufällig verteilt, wenn der Wert $R=1$ ist. Die Konzentration nimmt mit $R<1$ gegen $R=0$ hin zu und deutet eine klumpenförmige Verteilung der Punkte an. Ist $R>1$ werden die Punkte zunehmend gleichmässiger verteilt bis $R=2.15$, wo sie sechseckig angeordnet sind (Bahrenberg und Giese, 1975). Für die überlebenden Bäume der Bestände der Jahre 1985, 1995, 2005 wurde der Index des nächsten Nachbarn auf die Aufforstungsfläche von 50300 m² bezogen.

4.2.2 Punktmuster der überlebenden Bäume

Durch Visualisierung der überlebenden Individuen der Jahre 1985, 1995 und 2005 werden Punktmuster aufgedeckt, deren Entstehungsprozesse in den folgenden Analysen untersucht werden sollen. Die Farbgebung nach Baumart bezweckt die Darstellung der räumlich-zeitlichen Entwicklung der Aufforstung. Auch die Todesjahre der einzelnen Bäume wurden in Karten farblich abgestuft übereinander gelegt, um Sprünge in der Entwicklung der Bäume zu erkennen.

4.2.3 Mustererkennung für die Baumhöhen

Mit der Kernel-Dichteschätzung wird die räumliche Dichte von Objekten unter Berücksichtigung der Nachbarschaft derselben berechnet. Die Dichteschätzung basiert auf der quadratischen Kernelfunktion von Silverman (1986). Die Wahl der Zellgrösse und des Radius haben auf die Berechnung der Dichtewerte grossen Einfluss (Mitchell, 1999). Mit zunehmendem Radius werden mehr Punkte in die Berechnung der Dichte einbezogen, die weiter von einem Objekt entfernt sind. Daraus resultiert eine stärker generalisierte Dichteoberfläche des untersuchten Phänomens. Die geschätzten Dichten werden ähnlicher und liegen nahe bei der mittleren Dichte aller Objekte (O'Sullivan und Unwin, 2003). Für die Erkennung eines räumlichen Musters in der Verteilung der Baumhöhen bedeutet dies, dass bei kleinem Radius besonders die einzelnen Bäume fokussiert werden. Bei einem grösseren Radius werden grossräumige Muster besser erkannt. Die Kerneldichte wurde für die Baumhöhen der Jahre 1985 und 1995 mit den Radien 0.7 m, 2.1 m, 3.5 m, 5 m und 10 m und der Zellgrösse 1 m berechnet.

4.2.4 Überlebensmuster in Abhängigkeit der Standortfaktoren

Um zu entdecken, ob und wie die überlebenden Bäume mit den Ausprägungen der Standortfaktoren übereinstimmen, wurden die Standortfaktoren mit den Überlebensmustern der Jahre 1985, 1995 und 2005 kombiniert. Die rasterisierten Daten wurden dabei übereinander gelegt und jede mögliche Kombination von Rasterzellen in eine Tabelle geschrieben, aus der die Häufigkeit der Kombinationen abgelesen wurde. Veränderungen in den Häufigkeiten der Kombinationen im Laufe der Zeit geben Aufschluss über sich ändernde Zusammenhänge zwischen den Überlebenden und den Standortfaktoren.

4.2.5 Räumliche Autokorrelation in den Stichproben

Der globale Moran's I berechnet die räumliche Autokorrelation basierend auf der Beziehung zwischen der räumlichen Lage und den Attributwerten derselben Objekte. Dieses Mass macht eine Aussage darüber, ob Objekte bezüglich eines Attributes in Klumpen, verteilt oder zufällig auftreten. Für jedes Objektpaar wird vom Attributwert jedes Objektes (x_i, x_j) der mittlere Wert aller Objekte (\bar{x}) subtrahiert. Dann werden die beiden Differenzen zum Kreuzprodukt multipliziert. Das GIS wiederholt diesen Prozess für alle Objektpaare und bildet die Summe aller Kreuzprodukte. Gleichzeitig werden die Varianzen aller Objekte (x_i) vom mittleren Wert (\bar{x}) berechnet, die Gewichte (w_{ij}) für jedes Objektpaar addiert und die Varianzen mit den summierten Gewichten multipliziert. In einem letzten Schritt wird das Verhältnis (I) der Summe aller Kreuzprodukte zu diesem Produkt gebildet (Mitchell, 2005):

$$I = \frac{n \sum \sum w_{ij} (x_i - \bar{x}) (x_j - \bar{x})}{(\sum \sum w_{ij} \sum (x_i - \bar{x})^2)} \quad (4.5)$$

Ein grosses Kreuzprodukt zeigt an, dass die benachbarten Objekte ähnliche Werte haben. Negative Kreuzprodukte bedeuten unterschiedliche Werte für benachbarte Objekte. Wenn ungefähr gleich viele Paare positive und negative Kreuzprodukte haben, ist die Summe aller Kreuzprodukte ungefähr 0, und die Verteilung der Werte ist zufällig. Wenn Paare mehrheitlich positive Kreuzprodukte bilden, ist $I > 1$ und weist auf Klumpung hin. Bei überwiegend negativen Kreuzprodukten ist $I < 1$, was bedeutet, dass grosse und kleine Werte gestreut nebeneinander vorkommen.

Der Moran's I wurde in den Stichproben für die abhängige Variable ‚Überleben‘ ermittelt, um deren räumliche Unabhängigkeit hinsichtlich der statistischen Analyse zu prüfen.

4.3 Statistische Analysen

Die statistische Untersuchung der Dynamik der Aufforstung wurde unter Berücksichtigung der vorangegangenen explorativen Analysen durchgeführt. Die vermuteten Zusammenhänge zwischen den unabhängigen und der abhängigen Variablen ‚Überleben‘ wurden zunächst mit univariaten Methoden betrachtet. Zum Verständnis des Zusammenspiels der einzelnen Variablen wurden dann multiple Regressionsmodelle aufgestellt. Für alle statistischen Analysen wurde das Signifikanzniveau $\alpha=0.05$ gewählt. Die Berechnungen erfolgten mit der Software S-Plus 6.0 Professional.

4.3.1 Vorbereitende Analysen

Um einen Überblick über die Abhängigkeiten zwischen den Standortfaktoren, den Nachbarschaftsverhältnissen und der Topografie zu gewinnen und um mögliche Kollinearitäten aufzudecken, wurde für die unabhängigen Variablen eine Korrelationsmatrix nach Pearson berechnet. Die kategorialen Variablen ‚Bodentyp‘, ‚Humusform‘ und ‚Pflanzengesellschaft‘ wurden nicht in die Matrix einbezogen, weil deren Dummy-Variablen erst in der nachfolgenden Regressionsanalyse automatisch von S-Plus gebildet wurden.

Mit einer einfachen logistischen Regression wurde jede unabhängige Variable mit der abhängigen Variable ‚Überleben‘ in Beziehung gesetzt. Die Variablen mit signifikantem Einfluss auf das Überleben wurden dann mittels der Korrelationsmatrix auf Kollinearität untersucht. Von Gruppen hoher Kollinearität ($r > 0.8$) wurde für das nachfolgende Regressionsmodell diejenige ausgewählt, die am einfachsten zu interpretieren ist.

4.3.2 Multiple logistische Regressionsmodelle für das Überleben

Die multiple logistische Regression dient der Erklärung der Entwicklung des Überlebensmusters der Bäume. Sie gibt Auskunft darüber, mit welcher Wahrscheinlichkeit die Bäume der Aufforstung in Abhängigkeit der verschiedenen Einflussgrößen überleben. Die folgenden Ausführungen stützen sich, wenn nicht anders angegeben, auf Backhaus et al. (2006).

Für die Untersuchung der abhängigen Variablen ‚Überleben‘ ist die lineare Regression nicht zulässig, da es sich um eine dichotom ausgeprägte Variable handelt (1: Überleben, 0: Nicht-Überleben). Deshalb wird im logistischen Regressionsansatz die Wahrscheinlichkeit berechnet, mit der die Bäume überleben $p(y=1)$:

$$p_k(y=1) = 1 / (1 + e^{-z_k}) \quad (4.6)$$

$$z_k = \beta_0 + \sum \beta_j x_{jk} + u_k \quad (4.7)$$

für den Beobachtungsfall k , mit der Eulerschen Zahl e , dem konstanten Glied β_0 , den Regressionskoeffizienten β_j , den Werten der unabhängigen Variablen x_{jk} und den Störgrößen u_k . Die Variable Z mit den Werten z_k kann als aggregierte Einflussstärke der verschiedenen unabhängigen Variablen interpretiert werden, die das Ereignis $y=1$ herbeiführen. Die Funktionsweise der logistischen Regression ist in Backhaus et al. (2006) ausführlich beschrieben und wird im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter besprochen.

Modellreduktion

Alle ausgewählten unabhängigen Variablen bilden zunächst das maximale Modell, welches schrittweise vereinfacht wird, indem jeweils die am wenigsten signifikante Variable vom Modell ausgeschlossen wird. Ist das Modell danach nicht signifikant schlechter, wird der Schritt mit der nächst weniger signifikanten Variablen wiederholt. Wenn nur noch signifikante Variablen im Modell enthalten sind, ist das minimale Modell erreicht. Das reduzierte logistische Regressionsmodell wurde mit einer zweiten Stichprobe validiert.

Beurteilung des logistischen Regressionsmodells

Die Güte des Modells wird mit dem Likelihood Ratio-Test geprüft. Der Test betrachtet die Differenz der Devianz des minimalen Modells mit der Devianz eines Nullmodells, d.h. mit ei-

nem Modell, in dem alle Regressionskoeffizienten der unabhängigen Variablen auf Null gesetzt werden. Ist diese Differenz gross, so kann man von einer hohen Erklärungskraft der unabhängigen Variablen ausgehen. Die Differenz ist asymptotisch χ^2 -verteilt und wird mit dem Referenzwert der χ^2 -Tabelle auf Signifikanz geprüft. Ist die Differenz grösser als der tabellierte χ^2 -Wert, ist das Modell signifikant.

Neben der Güte des Modells ist weiterhin von Interesse, welchen Effekt einzelne Beobachtungen auf das Modell ausüben. Mit der Berechnung der Pearson-Residuen können Ausreisser erkannt werden, die einen verzerrenden Einfluss auf die Modellbildung ausüben. Das Streudiagramm der Pearson-Residuen zeigt im Überblick, wie viele Residuen ausserhalb des Intervalls $[-1,1]$ liegen und somit potentielle Ausreisser sind. Insgesamt sollten die Residuen näherungsweise einer Normalverteilung folgen. Zur Überprüfung bietet sich hier ein Normal-Probability-Plot der Pearsonresiduen an. Sind diese annähernd normalverteilt, liegen diese auf einer Gerade (Schnell 1994).

Für die Identifikation der Ausreisser werden die Beobachtungen gegen die Cook's Distance aufgetragen (Long, 2003). Im logistischen Regressionsmodell gibt diese Statistik an, inwieweit sich bei Ausschluss des i -ten Baumes die Residuen der verbleibenden Fälle verändern. Bäume, deren Cook's Distance über dem kritischen Wert von 1 liegt, sollen vom Modell ausgeschlossen werden (Hosmer et al., 2000).

4.3.3 Vergleich der Modelle 1985, 1995 und 2005

Die Regressionsmodelle für die Bestände 1985, 1995 und 2005 wurden anschliessend bezüglich Güte der Modelle und den unabhängigen Variablen miteinander verglichen. Ziel war es, Veränderungen im Laufe der Zeit festzustellen und diese mit Hilfe der vorangegangenen Analysen zu interpretieren.

Resultate

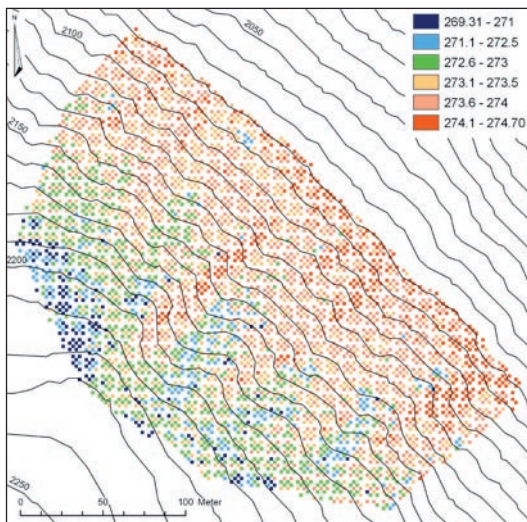
5.1 Auswertung der Temperatursimulation

5.1.1 Abgeleitete Temperaturvariablen aus der Simulation mit ALPINE3D

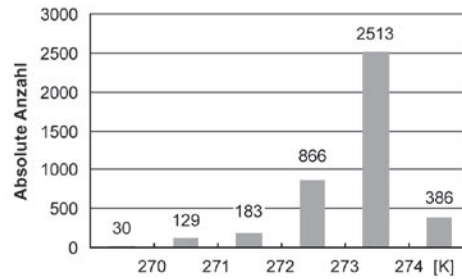
Die resultierenden Temperaturvariablen für die Untersuchung der Aufforstung sind in Abb. 5.1 dargestellt. Die Oberflächentemperaturen im Jahresmittel streuen mehrheitlich zwischen 272 bis 274 K (-1.2 bis 0.8°C). Die Werte sind im oberen Hangbereich tendenziell unter dem Gefrierpunkt, während die Temperaturen von der Hangmitte abwärts bis zu 1.4°C darüber liegen. Östlich exponierte Hänge am Rande der Lawinenrutschen und der östlichste Bereich am Hangfuss weisen die höchsten Werte auf. Kühle Standorte befinden sich an der Hangschulter und an nördlich exponierten Lagen im oberen Hangbereich. Die räumliche Variation geht erkennbar mit dem Überlebensmuster der Bäume 1995 (vgl. Kapitel 5.2.2) und der Steilheit einher. An steilen und gut bewachsenen Standorten resultierten die höchsten Temperaturwerte für diese Variable. Die Häufigkeitsverteilung der sommerlichen Oberflächentemperaturen zeigt eine weniger starke Konzentration auf ein bis zwei Grad, sondern verteilt sich auf den grösseren Temperaturbereich von 276 bis 281 K (2.8 bis 7.8°C). Es sind zwei Maxima der Häufigkeiten auszumachen und zwar bei 276 bis 278 K (2.8 bis 4.8°C) und zwischen 279 und 281 K (5.8 bis 7.8°C). Der Hang erfährt gemäss der Simulation im Sommer entgegen des jährlichen Mittels wärmere Oberflächentemperaturen im oberen Hang und kühlere eher in tieferen Lagen. Die horizontale Differenzierung geht mit der topografischen Gliederung und der variierenden Vegetationsdichte einher. Das erste Temperaturmaximum deckt sich annähernd mit den überlebenden Bäumen von 1995 und das zweite Temperaturmaximum stimmt häufig mit den baumlosen Lagen überein, wobei auch deutliche Abweichungen von diesem Muster zu beobachten sind.

Die beiden Variablen der Bodentemperaturen weisen im Mittel höhere Werte auf als diejenigen der Oberflächentemperaturen. Im Jahresmittel befinden sich die Werte grösstenteils zwischen 276 und 277.5 K (2.8 bis 4.3°C), wobei die kühleren Standorte (bis etwa 3.3°C) eher im mittleren und unteren Bereich zu finden sind und die wärmeren sich auf die ganze Aufforstung verteilen. Die wenigen vergleichsweise sehr kalten und sehr warmen Standorte kommen kleinflächig ganz oben und abwärts bis etwa in die Hangmitte vor. Auch diese Variable zeigt

a) Oberflächentemperatur im Jahresmittel (1997 bis 2000)

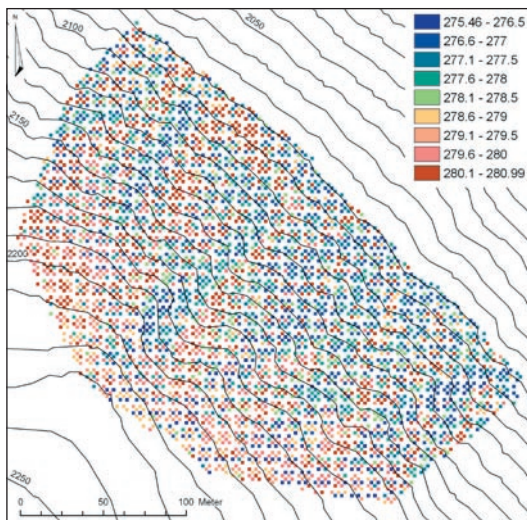


Oberflächentemperatur Jahresmittel [K]

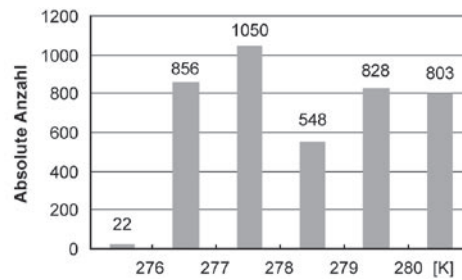


Minimum 269.31 K
 Maximum 274.70 K
 Mittelwert 273.23 K
 Standardabweichung 0.83 K

b) Oberflächentemperatur im Sommermittel (1996 bis 2001)

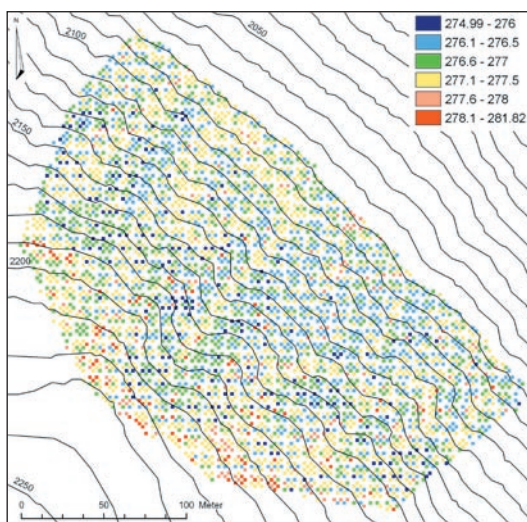


Oberflächentemperatur Sommermittel [K]

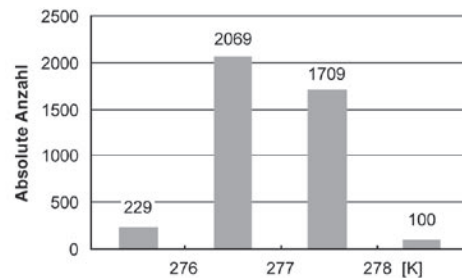


Minimum 275.46 K
 Maximum 280.99 K
 Mittelwert 278.42 K
 Standardabweichung 1.38 K

c) Bodentemperatur im Jahresmittel (1997 bis 2000)

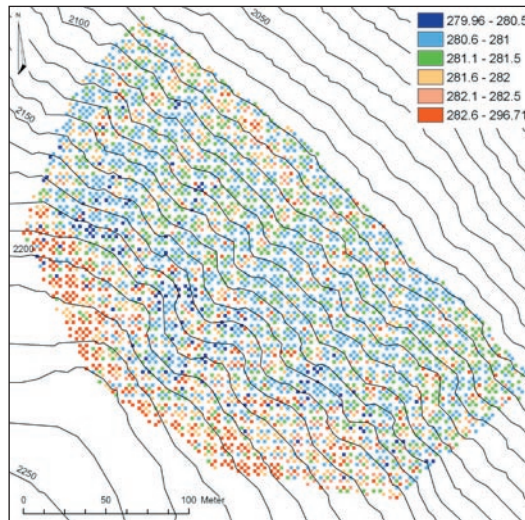
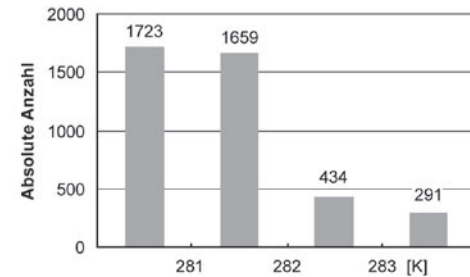


Bodentemperatur -10 cm Jahresmittel [K]



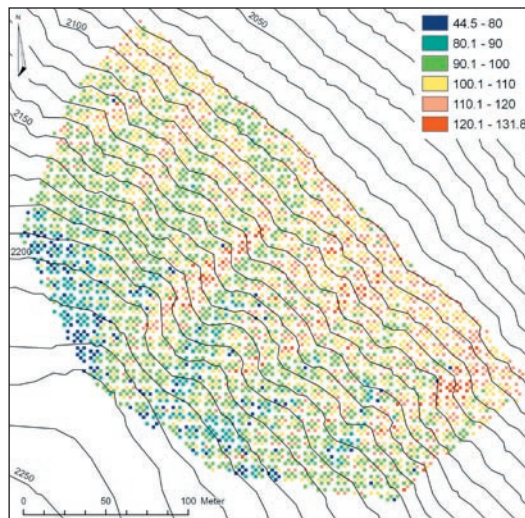
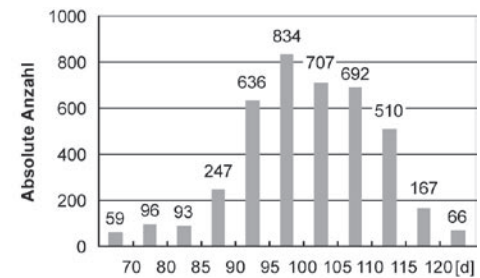
Minimum 274.99 K
 Maximum 281.82 K
 Mittelwert 276.86 K
 Standardabweichung 0.61 K

d) Bodentemperatur im Sommermittel (1996 bis 2001)

**Bodentemperatur -10 cm Sommermittel [K]**

Minimum	279.97 K
Maximum	296.71 K
Mittelwert	281.62 K
Standardabweichung	1.63 K

e) Anzahl warme Tage im Sommer (>5°C)

**Anzahl warme Tage [d] im Sommer (>5°C)**

Minimum	44.5 d
Maximum	131.83 d
Mittelwert	101.26 d
Standardabweichung	10.53 d

Abb. 5.1: Temperaturvariablen aus der Simulation mit ALPINE3D abgeleitet. Räumliche Ausprägung, Häufigkeitsverteilungen und Wertebereich. Angaben in Kelvin [K] bzw. Tage [d].

ein hoch differenziertes räumliches Muster, welches gut mit den überlebenden Bäumen von 1995 und den Lawinenrutschen übereinstimmt. Die warmen Standorte befinden sich demnach in den Rutschen und dort, wo die Bäume überlebt haben. Die Bodentemperatur im Sommermittel streut besonders zwischen 280 bis 282 K (6.8 bis 8.8°C). Die Variable zeigt als Einzige noch einige extrem hohe Werte bis zu 296.7 K (23.5°C), die zuoberst an den baumlosen, flacheren Lagen der Hangschulter auftreten. Die tiefsten Werte sind zumeist etwa auf gleicher Höhe im Übergang von der steilen Hangmitte zur Hangschulter zu finden. Die Lawinenrutschen und östlichen Lagen sind entsprechend der jährlichen Mitteltemperatur allgemein wärmer als die nördlicheren Expositionen und Geländerippen. Die räumliche Variation der sommerlichen Bodentemperatur ist weniger deutlich von den überlebenden Bäumen geprägt, als bei den drei obigen Variablen.

Die Anzahl warmer Sommertage nimmt mit der Höhe zunehmend ab, wobei die Lawinenrutschen im unteren Hang gut erkennbar sind an den relativ wenigen Sommertagen im Vergleich zu

den benachbarten Standorten auf derselben Höhenlage. Die meisten warmen Tage erleben die Osthänge der steilen Rippen am Rande der grossen Lawinenrunsen. Viele überlebende Bäume von 1995 fallen mit warmen Standorten mit mindestens 100 Sommertagen zusammen.

5.1.2 Validierung der simulierten Temperaturen

Die monatlichen Maxima und Minima der ungefilterten Temperaturen auf 0, 10 und 25 cm Tiefe wurden mit den Temperaturdaten der Messperiode von 1968 bis 1970 verglichen. Die Simulation zeigt im Winter eine gute Übereinstimmung mit den Messwerten auf 8 bzw. 10 cm Tiefe, wo der Boden an östlichen Lagen kaum, an nördlich exponierten Lagen während etwa 4 Monaten im Jahr gefroren ist. Die sommerlichen Maxima sowohl der simulierten Boden- als auch der Oberflächentemperaturen sind aber häufig unerwartet hoch (Juni, Juli, August: 12.8 bis 35.8°C), was möglicherweise auf Ausreisser in den simulierten Sommermonaten zurückzuführen ist. Die räumliche Variation der simulierten Temperaturmaxima ist im Sommer allgemein grösser als in Wintermonaten. Den Temperaturprofilen von 1968 bis 1970 wurde entnommen, dass die Monatsmittel der täglichen Temperaturminima und -maxima in 10 cm Tiefe im Winter ungefähr zusammenfallen, während die Temperaturen der Sommermonate im Mittel einen stärkeren Tagesgang haben. In den simulierten Werten konnte dasselbe Muster festgestellt werden. Die Tagesgänge sind im Sommer viel ausgeprägter als im Winter. Die monatlichen Temperaturen (Mittelwerte, Minima und Maxima) der beispielhaft betrachteten Jahre 1997 und 1998 verlaufen in der Simulation grösstenteils ähnlich, mit Ausnahme der Monate Mai und Oktober, welche hohe Temperatursprünge von Tag zu Tag aufweisen. Die Temperaturmaxima der drei Bodentiefen verlaufen erwartungsgemäss in einer zeitlichen Verschiebung. Die dreistündlich aufeinander folgenden Temperaturwerte während einigen zufällig gewählten Tagen zeigen zumeist plausible Tagesverläufe je Bodentiefe, wobei die zeitliche Auflösung den täglichen Temperaturverlauf nur bedingt wiedergeben kann. Es wurden einige Ausreisser mit sehr hohen Temperaturen in den Sommermonaten gefunden.

Die berechnete Variable ‚Bodentemperatur Sommermittel‘ in der grossen Runse wurde direkt mit der Kartierung von 1962 verglichen, wobei auffällt, dass in der Simulation die Runsenböden meist wärmer sind als ostexponierte Hänge, welche 1962 als die wärmsten Lagen im Bereich der grossen Runse beurteilt wurden (Abb. 5.2). Die Temperaturwerte sind in der Simulation tiefer als 1962 und decken mit Ausnahme der vereinzelt sehr hohen Werte über die gesamte Aufforstungsfläche einen engeren Wertebereich ab, als die Runse 1962 verzeichnet. Die aus allen Standorten gemittelte sommerliche Bodentemperatur stimmt exakt mit derjenigen der Klimastation am Stillberg überein. Unter Betrachtung des Jahresgangs der monatlichen Mitteltemperaturen der vier Kleinstandorte (1968 bis 1970) erscheint die Ausprägung der abgeleiteten ‚Bodentemperatur Jahresmittel‘ plausibel (Abb. 5.3). Die ‚Oberflächentemperatur im Sommermittel‘ zeigt zwei Häufigkeitsspitzen, die mit dem Überlebensmuster der Bäume einhergehen. Der Wertebereich liegt grösstenteils unter dem Wertebereich der sommerlichen Bodentemperatur, was nicht der bisherigen Auffassung der Temperaturverhältnisse während den Sommermonaten entspricht. Das Jahresmittel der Oberflächentemperatur zeigt einen grossen Teil der Aufforstung bei mittleren Temperaturen unter 0°C, was bedeutet, dass der Boden dort oft bis auf 10 cm gefriert. Gefrorener Boden taucht aber gemäss den Profilen von 1968 bis 1970 nur auf den Rippen oder an nordexponierten Hängen auf. Alle Variablen ausser der Bodentemperatur im Jahresmittel zeigen einen extremen Temperaturunterschied zum Mittel der Aufforstung auf der westlichsten Hangschulter.

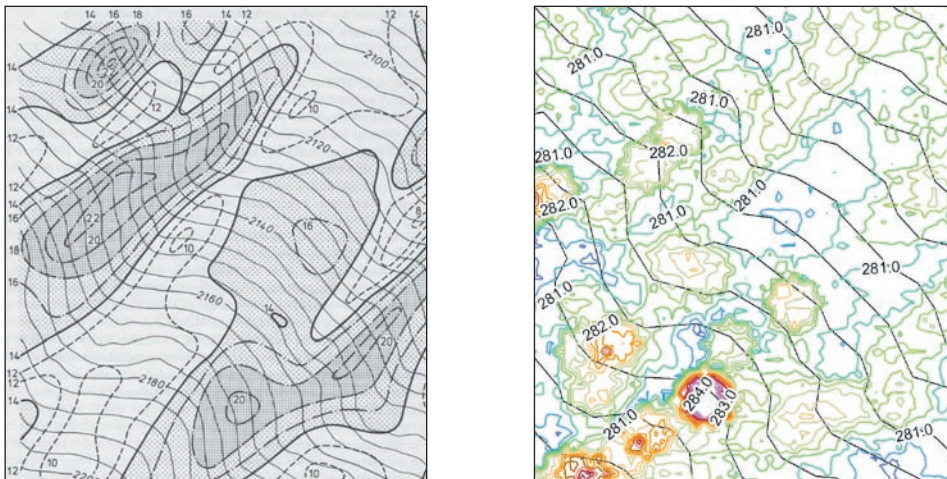


Abb. 5.2: Sommerliche Oberflächentemperatur in der grossen Runse aus Messung 1962 (links; vgl. Turner et al., 1975) und in der Simulation heute (rechts). Isothermen der exponentiellen Mitteltemperatur [$^{\circ}\text{eT}$] für 1962 und in Kelvin [K] heute.

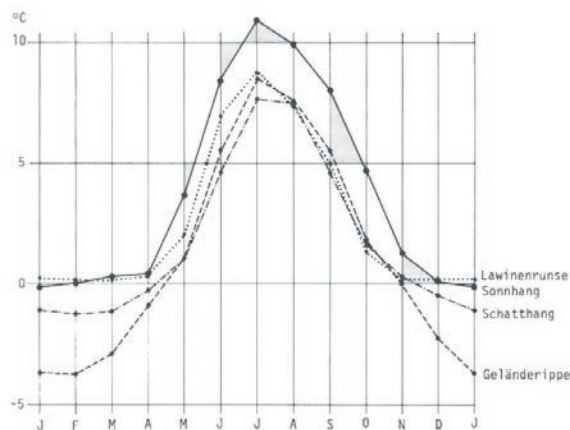


Abb. 5.3: Jahresgang der Temperatur von 1968 bis 1970. Standorte sind dieselben wie in Abb. 3.5 (Schönenberger und Frey, 1988).

5.2 Resultate der räumlichen Analyse

5.2.1 Punktverteilung der überlebenden Bäume

In der Aufforstung Stillberg nimmt der Index des nächsten Nachbarn mit zunehmendem Alter der Aufforstung ab (Tab. 5.1). Während 1985 die gleichmässige Pflanzung ($R=1.471$) noch sehr gut sichtbar ist, nähert sich die Verteilung der Bäume für das Jahr 2005 einer zufälligen Anordnung an ($R=1.114$). Alle Index-Werte R sind hoch signifikant auf dem Signifikanzniveau $\alpha=0.01$ mit $Z>2.58$. Die mittlere beobachtete Distanz der Bäume nimmt mit zunehmendem Alter der Aufforstung zu.

Eine artenspezifische Betrachtung der mittleren beobachteten Distanz innerhalb der Einheitsflächen zeigt ein differenzierteres Bild der Entwicklung (Tab. 5.2). Die abnehmende mittlere Distanz der Arven innerhalb der Einheitsflächen deutet darauf hin, dass die Anteile einzelner (0 m Distanz) und in Gruppen stehender Arven (0.6 bis 1.5 m) verhältnismässig zugenommen

haben, was sich bei Betrachtung der Häufigkeitsverteilung bestätigt. Die Arven treten 2005 folglich häufig als Einzelbäume oder in engen, kleinen Gruppen auf. Die Bergföhre zeigt ein ähnliches Verhalten, jedoch nimmt die mittlere Distanz von 1985 bis 2005 weit weniger ab (9 cm) als bei der Arve (28 cm) und die Distanzen streuen weniger stark, was auf den geringeren Anteil von Einzelbäumen zurückzuführen ist. Bei mittleren Distanzen um 1.5 m findet sich 2005 die grösste Häufigkeit und zeigt an, dass die Bergföhren in lockeren Gruppen zusammen vorkommen. Auffallend gleichmässig verhält sich die Entwicklung der Lärche, deren mittlere Distanz und auch die Streuung kaum variieren. Diese Art erfährt entweder eine sehr ausgeglichene oder nur eine unwesentliche Ausdünnung.

Die Ausdehnung der Standardabweichungsellipsen zwischen den verschiedenen Arten und Jahren unterscheidet sich kaum und entspricht der Ausdehnung des Untersuchungsgebiets. Die grossflächige Verteilung der überlebenden Bäume änderte sich während der 30 Jahre demnach nicht wesentlich.

Tab. 5.1: Nächster Nachbar Index R , die beobachtete mittlere Distanz d_b und zugehöriger Z -Wert für die Punktverteilung der überlebenden Bäume.

Jahr	R	d_b [m]	Z
1985	1.471	0.71	208.39
1995	1.257	0.73	94.81
2005	1.114	0.74	36.94

Z : Teststatistik mit Nullhypothese, dass die Punkte zufällig verteilt sind. Berechnet aus Verhältnis [Differenz zwischen beobachteter und erwarteter Distanz] zu [Standardfehler]. Für Signifikanz bei Signifikanzniveau von 0.05 muss $Z > 1.96$ sein.

Tab. 5.2: Mittlere beobachtete Distanz d_b und Standardabweichung s je in den Einheitsflächen der Arve, Bergföhre und Lärche. Die maximal mögliche Distanz liegt bei 3.5 m.

Jahr	Arve		Bergföhre		Lärche	
	d_b [m]	s	d_b [m]	s	d_b [m]	s
1985	1.80	0.87	1.81	0.87	1.84	0.85
1995	1.69	0.94	1.79	0.88	1.83	0.86
2005	1.52	1.00	1.72	0.91	1.83	0.86

5.2.2 Punktmuster der überlebenden Bäume

In Abb. 5.4 zeigen sich markante Entwicklungsschritte der Aufforstung Stillberg in den Überlebensmustern von 1985 bis 2005. Die Lärchen dominieren in der Aufforstung seit 1985. Es wird deutlich, dass 2005 vor allem im oberen Hangbereich fast keine Arven und Bergföhren mehr vorkommen und auch am feuchteren Hangfuss die Lärche in der Überzahl ist und als einzige Art noch in dichten Gruppen auftritt. Während die zunehmende Ausdünnung im oberen Hang von 1985 bis 2005 festgestellt werden kann, fällt das Absterben der Arven und Bergföhren am Hangfuss erst 2005 auf. In der Hangmitte ist vor allem der Anteil Arven von 1985 bis 2005 stark zurückgegangen. Auffällig dabei ist, dass bei den Arven pro Zeitschritt häufig ganze Einheitsflächen verschwunden sind, währenddem bei den ebenfalls dezimierten Bergföhren eine Art Selbstausdünnung stattgefunden hat. Die räumliche Verbreitung der Bergföhren auf die ganze

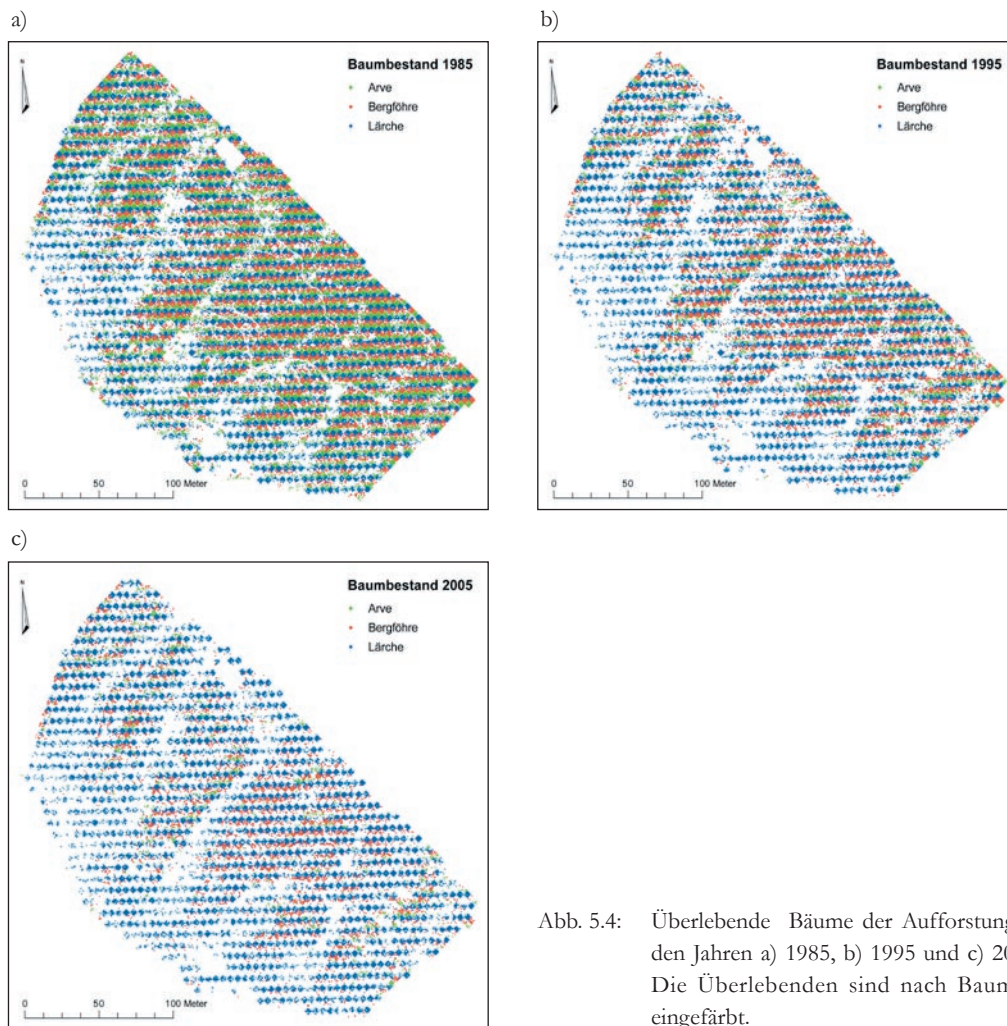


Abb. 5.4: Überlebende Bäume der Aufforstung in den Jahren a) 1985, b) 1995 und c) 2005. Die Überlebenden sind nach Baumart eingefärbt.

Aufforstung hat sich von 1995 bis 2005 nicht wesentlich verändert, vielmehr hat die Dichte in den Einheitsflächen abgenommen und nur in der Hangmitte ist die Bergföhre noch recht dicht vertreten. Die dichtesten Vorkommen der Arve bilden 2005 ein fleckiges Muster von wenigen Standorten mit länglicher Ausdehnung hangabwärts. Die Lärche zeigt, abgesehen von den seit 1985 gut erkennbaren Lawinenrissen, das regelmässige Pflanzungsmuster von 1975 bis heute immer noch recht deutlich. Den grössten Verlust hat die Lärche, im Gegensatz zur Arve und Bergföhre, die bis 1985 sogar in den Lawinenrissen überleben konnten, wohl in den ersten 10 Jahren bis 1985 erlebt. Es ist aber sichtbar, dass die Lärchendichte bis 2005 gerade in den Lawinanrisszonen im oberen Hangbereich seit 1985 weiter kontinuierlich abgenommen hat.

Allgemein deuten die Muster an, dass seit 1985, als sich vor allem die topografische Gliederung durch Lawenniedergänge und der Einfluss der extremen Bedingungen in grosser Höhe abzeichnete, eine zunehmende Differenzierung der Verbreitung der überlebenden Bäume stattgefunden hat.

Der jährliche Baumverlust der Aufforstung kann Abb. 5.5 entnommen werden, wo einerseits die Entwicklungsschritte für je 10 Jahre getrennt und andererseits als kontinuierliche Entwicklung dargestellt sind. Von 1976 bis 1985 dezimierten Lawinen auf ihren langjährig gebildeten Bahnen die flächige Aufforstung stark. Die Lawenzüge gliedern die Aufforstung entsprechend der zugrunde liegenden Topografie. Die Hangschulter, insbesondere im westlichsten Bereich

der Aufforstung, wird in diesen ersten Jahren ebenfalls stark dezimiert. Das mehrheitlich im westlichen Hang erfolgte Absterben erstaunt, da gerade in diesem Hangbereich die Stützbaute vor Lawenniedergängen schützen sollten. In den folgenden 10 Jahren von 1986 bis 1995 kann eine recht gleichmässige Ausdünnung über die ganze Aufforstung festgestellt werden. Einige Jahre weisen eine höhere Sterberate auf als andere, was z.B. 1987 und 1991 beobachtet werden kann. Vom Hangfuss bis in die Hangmitte und generell im östlichen Bereich sind nun einige Bäume mehr gestorben als auf der Hangschulter. Es zeigt sich teilweise die diagonale Anordnung von Einheitsflächen einer Art, was bedeutet, dass diese Baumart über unterschiedliche Standorte hinweg recht stark dezimiert wurde. Für die Jahre von 1996 bis 2005 wurden die Todesjahre nicht mehr aufgenommen, weshalb die Bäume einheitlich eingefärbt sind. Das Muster der letzten 10 Jahre zeigt erneut eine topografische Differenzierung der Ausdünnung. Allgemein sind im östlichen Teil der Aufforstung ziemlich gleichmässig tote Bäume zu verzeichnen, während in der westlichen Hälfte Anhäufungen toter Bäume in Flächen länglicher Ausdehnung in Hangneigungsrichtung gefunden werden. Es kann sich dabei nicht um Lawi-

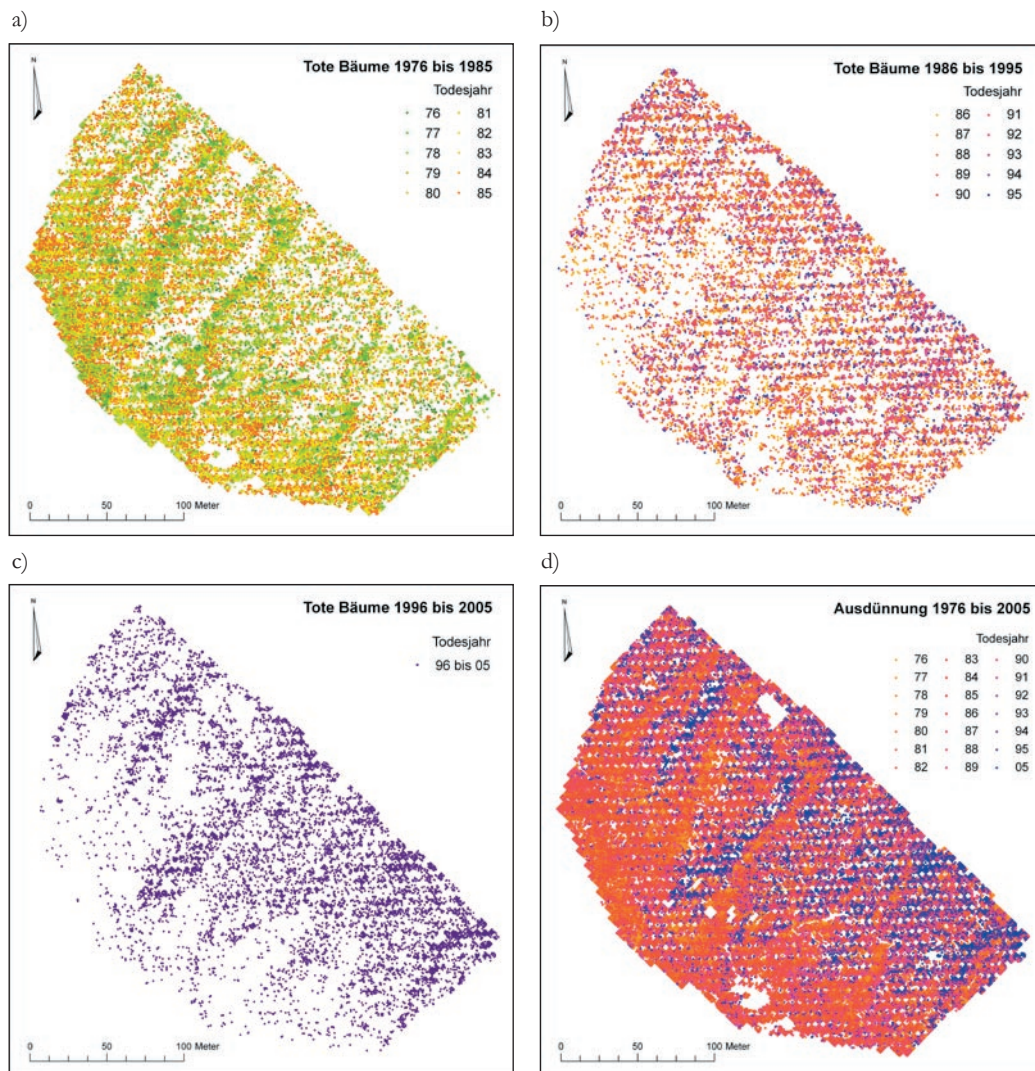


Abb. 5.5: Tote Bäume nach Todesjahr eingefärbt für a) 1976 bis 1985 und b) 1986 bis 1995, c) ohne jährliche Differenzierung für 1996 bis 2005 und d) kontinuierliche Ausdünnung der Aufforstung von 1976 bis 2005.

nenrunsen handeln, da die Bäume dort schon früher abgestorben sind. Dies lässt vermuten, dass sich eine bestimmte Exposition nachteilig ausgewirkt hat. Die Verluste konzentrieren sich grösstenteils auf den unteren Hangbereich, wo das Absterben besonders am Hangfuss zugenommen hat und es fällt auf, dass oft ganze Einheitsflächen einer Art verschwunden sind. Bei Betrachtung der kontinuierlichen Ausdünnung wird deutlich, wie das Absterben über die 30 Jahre von den Lawinenrunsen und dem oberen Hangbereich in die Hangmitte und den Hangfuss fortgeschritten ist. Das topografisch bedingte Verbreitungsmuster begann sich schon früh herauszubilden, wo hingegen erst in späteren Jahren viel kleinräumigere Prozesse zu einer hohen räumlichen Differenzierung führten.

5.2.3 Mustererkennung für die Baumhöhen von 1985 und 1995

Die Muster der Einzelbäume konnten bereits mit Hilfe der Punktmuster im vorangegangenen Kapitel untersucht werden, weshalb an dieser Stelle grossräumigere Wachstumsmuster der Aufforstung hervorgehoben werden. Für die Berechnung der dargestellten Kerneldichten wurde der Radius 10 m verwendet, wodurch die Dichten stark generalisiert sind. Durch Subtraktion der Kerneldichten für die Baumhöhen 1975 und 1985 bzw. 1985 und 1995 unterscheiden sich in Abb. 5.6 Orte mit einer Dichtezunahme (blau) bzw. -abnahme (ocker). Vor allem im unteren Hangbereich sind Flächen mit einer hohen Dichtezunahme sichtbar. Orte mit sehr geringem Wachstum oder sogar Baumverlusten finden sich im oberen Hangbereich ausgeprägt im ersten Zeitschritt und gestreut zwischen Standorten mit grossem Wachstum. Im zweiten Zeitschritt sind die Differenzen weniger stark variiert. Die stark gegliederte Topografie des Geländes ist auch in diesen Visualisierungen der Aufforstung zu erkennen. Die horizontale Differenzierung, die bereits Senn und Schönenberger (2001) beobachtet haben, zeigt sich in den generalisierten Dichten der Baumhöhen gut. Bei der Verwendung kleinerer Radien für die Berechnung der Kerneldichten resultierten sehr detaillierte Muster, die den Punktmustern der überlebenden Bäume ähnlich sind und die grossräumigeren Muster nicht zum Vorschein brachten.

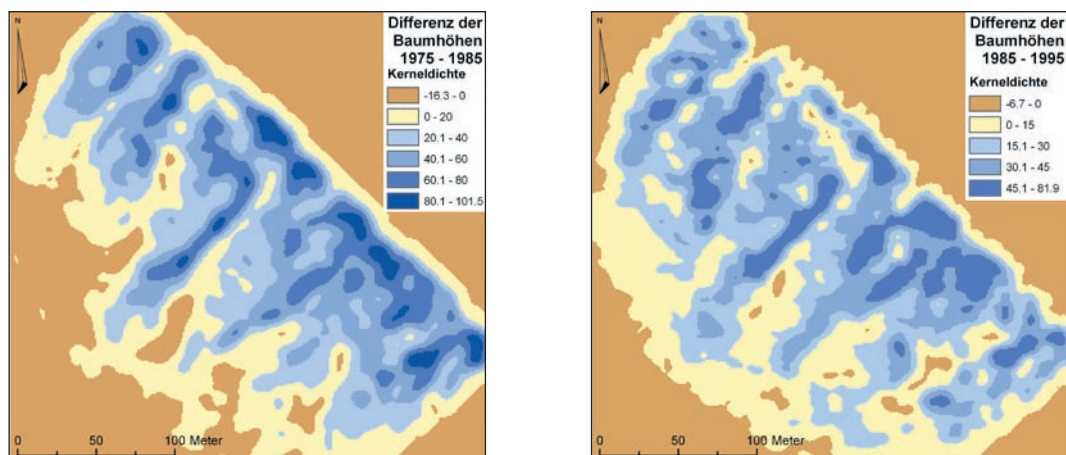
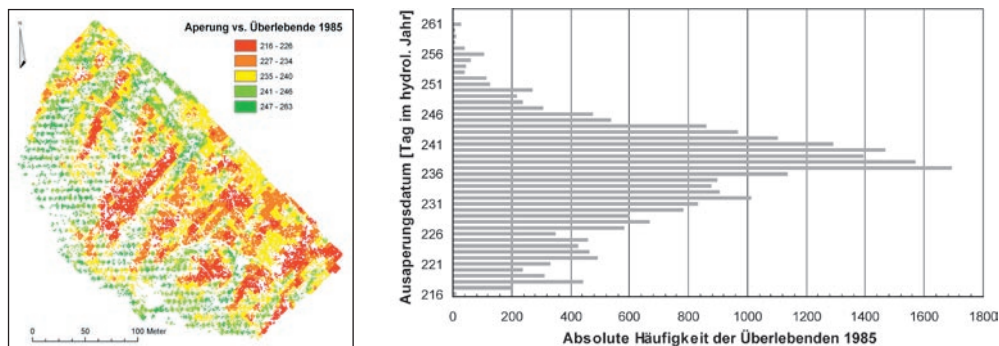


Abb. 5.6: Differenz der Kerneldichten der Baumhöhen von a) 1975 bis 1985 und b) 1985 und 1995. Für die stichprobenweise gemessenen Baumhöhen im Jahre 2005 wurden die Kerneldichten nicht berechnet.

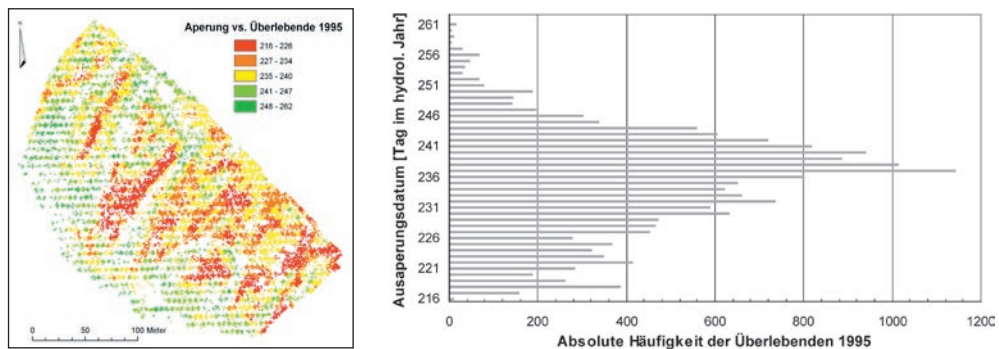
5.2.4 Kombinationen der überlebenden Bäume mit Standortbedingungen

Der Zeitpunkt der Ausaperung im Frühling hat in der Aufforstung von 1985 bis 1995 eine grosse Rolle gespielt (Senn und Schönenberger, 2001). Die Variable ‚Aperung‘ wird deshalb als Beispiel eines einflussreichen Standortfaktors in Abb. 5.7 in der Kombination ‚Überleben‘ vs. ‚Aperung‘ dargestellt. Die Ausaperung ist eine der wenigen Variablen, die in den Rasterkombinationen auffällt und deren zeitlich variierender Einfluss auf das Überleben mit dieser Methode beobachtet werden kann. Den Häufigkeitsverteilungen der Zellkombinationen kann entnommen werden, dass sich die Verteilung über die Zeit nicht sehr stark verändert. Die Anzahl Zellen mit frühem Ausaperungsdatum von 1985 bis 2005 hat aber im Verhältnis zu den übrigen Ausaperungsdaten merklich zugenommen. In der Verteilung für 2005 ist ersichtlich, dass die Tage 236 bis 242 im hydrologischen Jahr mindestens 600 mal gemeinsam mit überle-

a) Ausaperung an überlebensgünstigen Standorten 1985



b) Ausaperung an überlebensgünstigen Standorten 1995



c) Ausaperung an überlebensgünstigen Standorten 2005

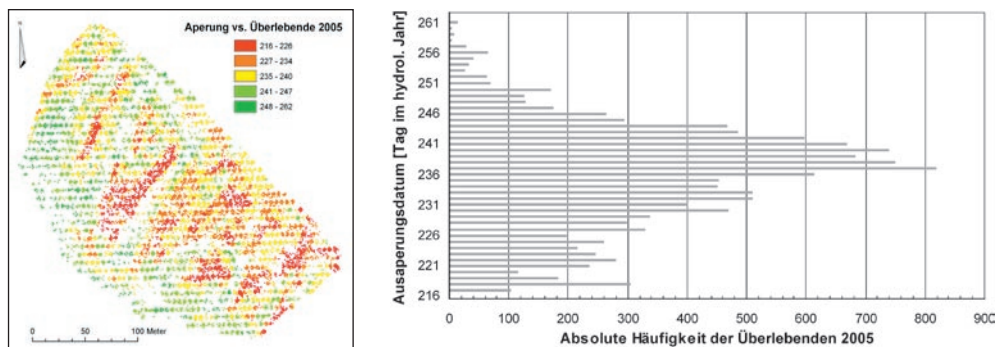


Abb. 5.7: Kartierung (in Klassen) und Häufigkeitsverteilungen der Aperungsdaten für Überlebende 1985, 1995, 2005. Das Ausaperungsdatum ist in Tagen des hydrologischen Jahres angegeben, welches am 1. Oktober beginnt.

benden Bäumen auftauchen, d.h. bei einer Ausaperung zwischen dem 26. Mai und dem 1. Juni ist ein Optimum für die Überlebenden auszumachen. Die Karten zeigen Zellen der überlebenden Bäume mit der zugehörigen Ausaperungsklasse. Von 1985 bis 1995 haben Zellen aller Ausaperungsdaten recht gleichmässig abgenommen. 2005 dominieren die Zellen mit früher Ausaperung (gelb, orange, rot) und die Zellen später Ausaperung (grün) entsprechen möglicherweise vor allem den Einheitsflächen der Lärche.

Neben der Ausaperung zeigen die Variablen ‚Hangneigung‘, ‚Exposition‘ und ‚Lawinhäufigkeit‘ vs. ‚Überleben‘ ein mindestens topografisch geprägtes Muster in den Kombinationen. Die Veränderung über die Zeit ist jedoch unwesentlich, weshalb nur die Kombinationen von 2005 abgebildet werden (Abb. 5.8). Die Hangneigung weist für die überlebenden Bäume 2005 oft Werte zwischen 35 bis 46 Prozent auf, was an den Farbanteilen von grün und türkis gut erkennbar ist. Flachere Stellen, die in der Aufforstung nicht häufig vorkommen, finden sich an der Hangschulter. Auf erstaunlich vielen steilen Standorten in der Hangmitte (dunkelblau) haben Bäume bis 2005 überlebt. Es ist sehr gut zu erkennen, dass insgesamt alle Expositionen des Geländes ein Überleben der Bäume ermöglichten. Der Anteil der NNE bis NE exponierten Zellen überwiegt in der Darstellung entsprechend den Flächenanteilen in der Aufforstung. Auffällig ist das Muster der Expositionen N bis ENE, welches die diagonal angeordneten Einheitsflächen einer Baumart, vermutlich überwiegend die Einheitsflächen der Lärche, widerspiegelt, während die Expositionen ENE bis SE und NW bis N in eher unregelmässigem Muster vorkommen. Es ist offensichtlich, dass Zellen mit seltenen Lawinereignissen in der Aufforstung überwiegen. Bemerkenswert sind die Bäume, die in einem Lawinenzug im Zentrum der Aufforstung trotz häufigen Niedergängen überlebt haben (rot). In den übrigen Lawinenrunden sind fast keine Zellen mit gleicher Lawinhäufigkeit zu verzeichnen.

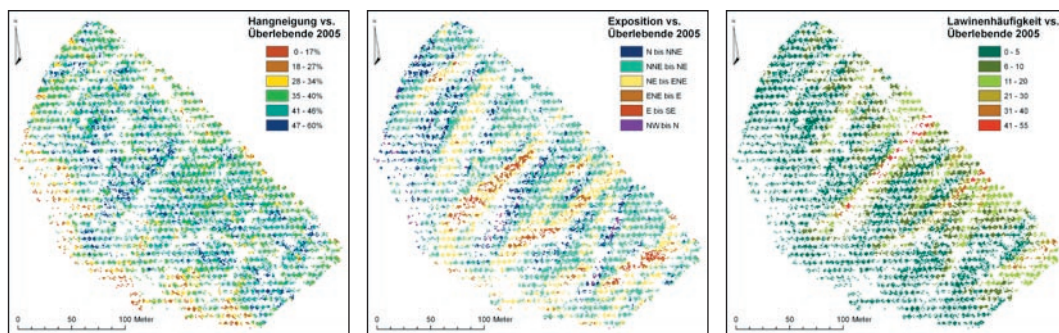
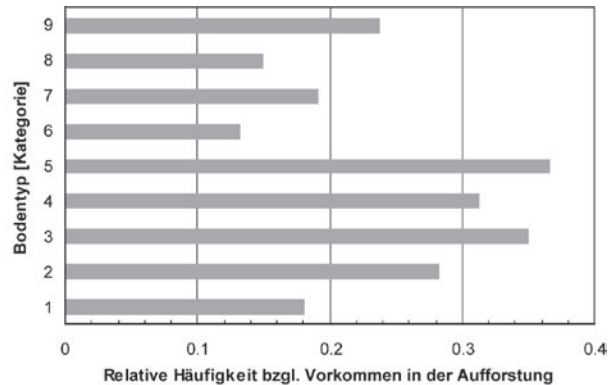
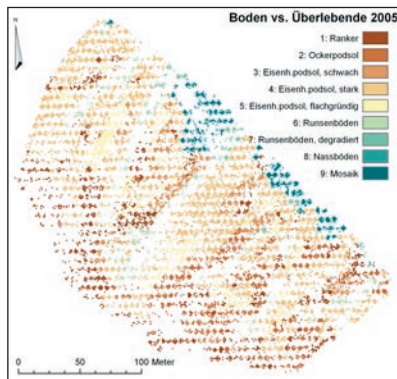


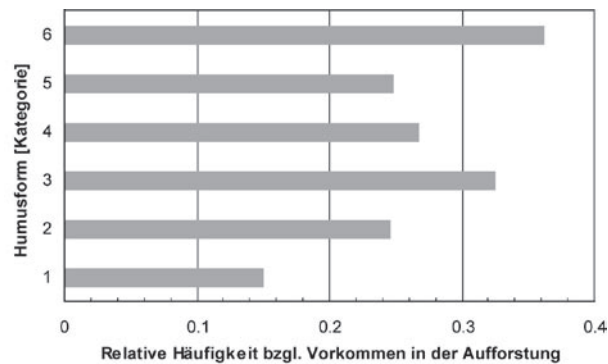
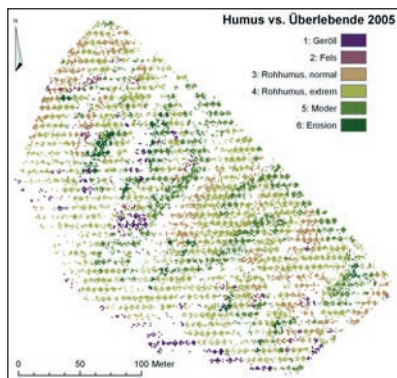
Abb. 5.8: Rasterkombinationen der Variablen ‚Hangneigung‘, ‚Exposition‘ und ‚Lawinhäufigkeit‘ vs. ‚Überleben‘ für den Baumbestand 2005 (in Klassen).

Die Rasterkombinationen für die kategorial ausgeprägten Variablen ‚Bodentyp‘, ‚Humusform‘ und ‚Pflanzengesellschaft‘ sind in Abb. 5.9 für die Aufforstung im Jahre 2005 dargestellt. Es wird deutlich, welche Kategorien gut mit dem ‚Überleben‘ übereinstimmen und welche nicht. Die Pflanzengesellschaften *Empetro-Vaccinietum cetrarietosum* und *Empetro-Vaccinietum hylocomietosum* fallen mit absoluten Häufigkeiten um 4000 auf, was nicht erstaunt, da diese beiden Pflanzengesellschaften den grössten Flächenanteil der Aufforstung ausmachen (vgl. Anhang A). Die relativen Häufigkeiten bezüglich Flächenanteile einer Pflanzengesellschaft verraten, dass an Standorten, wo die Bäume überlebt haben *Calamagrostietum villosae* die verhältnismässig am stärksten vertretene Gesellschaft ist. Bei den Bodentypen ist der stark entwickelte Eisenhumuspodsol in der Aufforstung vorherrschend und zeigt deshalb die höchste absolute Häufigkeit (vgl. Anhang A). Ockerpodsol und alle Typen von Eisenhumuspodsol zeigen 2005 verhältnismässig

a) Bodentypen an überlebensgünstigen Standorten



b) Humusformen an überlebensgünstigen Standorten



c) Pflanzengesellschaften an überlebensgünstigen Standorten

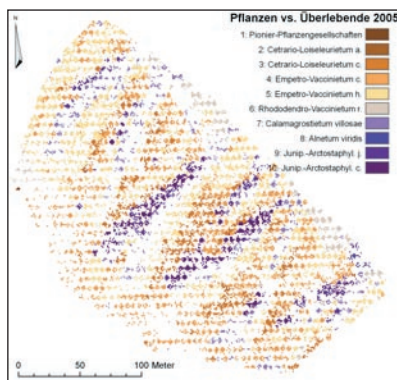


Abb. 5.9: Rasterkombinationen der a) Bodentypen, b) Humusformen und c) Pflanzengesellschaften vs. ‚Überleben‘ 2005 und zugehörige relative Häufigkeitsverteilungen der Zellkombinationen für Überlebende.

eine gute Übereinstimmung mit den Überlebenden, wobei auch Mosaikböden gut abschneiden und sich kein Bodentyp total ungünstig auf das Überleben auswirkt. Die Humusform normaler Rohhumus, gefolgt von Moder und extremem Rohhumus haben die grössten Flächenanteile in der Aufforstung und zeigen auch die grössten absoluten Häufigkeiten für die Überlebenden (vgl. Anhang A). Standorte mit Erosion und extreme Rohhumusaufgaben zeigen einen grossen relativen Anteil an Zellen, wo die Bäume überleben, und nur Geröll scheint für das Überleben der Bäume eher ungeeignet zu sein.

Bei Betrachtung der mittleren Nachbarschaftswerte (Tab. 5.3) die sich aus den Häufigkeitsverteilungen für Standorte ergeben wo die Bäume überlebt bzw. nicht überlebt haben, fällt auf,

dass 1985 und 1995 die Mittelwerte der Nachbarschaftsvariablen für Überlebende meist höher sind, als diejenigen für Nicht-Überlebende. Das weist darauf hin, dass je grösser die Anzahl Nachbarn und die Baumhöhe der Nachbarn sind, desto eher die Bäume überlebt haben. Die zwei Variablen, die sich nur auf die Baumhöhe der überlebenden Nachbarn beziehen, zeigen ein anderes Muster: Die Mittelwerte sind nur wenig grösser oder kleiner als bei den Nicht-Überlebenden, was andeutet, dass die Bäume bei grossen Nachbarbäumen weniger gut überlebt haben. 2005 ist die Beziehung zwischen Überleben und grossen Nachbarbäumen wieder positiv und die Anzahl Nachbarn wirkt im Mittel fördernd für das Überleben.

Tab. 5.3: Mittlere Nachbarschaftswerte in 2.1 bzw. 3.5 m Nachbarschaft für überlebende bzw. nicht-überlebende Bäume. Abgeleitet aus den Rasterkombinationen ‚Überleben‘ vs. Nachbarschaftsvariablen.

Variable	1985		1995		2005	
	1	0	1	0	1	0
Baumhöhe aller 8 Nachbarn (2.1 m) [cm]	51.93	39.5	111.89	82.35	k.A.	k.A.
Baumhöhe nur Überlebende (2.1 m) [cm]	55.38	57.45	130.34	138.51	231.42	225.87
Anzahl Überlebende (2.1 m)	5.50	4.50	5.50	4.50	5.50	4.50
Baumhöhe aller 24 Nachbarn (3.5 m) [cm]	46.44	36.13	93.74	77.40	k.A.	k.A.
Baumhöhe nur Überlebende (3.5 m) [cm]	52.10	51.45	123.17	130.78	234.21	227.52
Anzahl Überlebende (3.5 m)	11.00	9.50	11.00	9.00	10.50	9.00
Mittlere Baumhöhe in der Einheitsfläche [cm]	45.31	44.83	110.91	110.88	208.92	216.03

1: Mittlere Höhe bzw. Anzahl der Nachbarbäume bei überlebenden Bäumen, 0: bei nicht-überlebenden Bäumen

5.2.5 Räumliche Autokorrelation in den Stichproben

Die Stichproben für die Untersuchung der Variable ‚Überleben‘ weisen eine signifikante räumliche Autokorrelation der Elemente für 1985 und 1995 ($Z > 2.58$ bei $\alpha = 0.01$) auf (Tab. 5.4). Die positiven Werte stehen für eine positive Autokorrelation, d.h. die Objektpaare (vgl. Kapitel 4.2.5) zeigen häufig ähnliche Werte. Die Index-Werte sind allerdings recht klein, so dass man nur von einer sehr geringen Klumpung der Objekte sprechen kann. Die Stichprobe für 2005 weist eine zufällige Verteilung auf. Der Moran's I Wert ist in dieser Stichprobe aber nicht signifikant.

Jahr	Moran's I	Z
1985	0.02	12.6
1995	0.03	14.2
2005	0.00	1.2

Tab. 5.4: Räumliche Autokorrelation gemessen mit Moran's I in den Stichproben der statistischen Analyse.

Z: Teststatistik mit Nullhypothese, dass Ähnlichkeit der Objekt-paare zufällig ist. Für Signifikanz bei Signifikanzniveau von 0.05 muss $Z > 1.96$ sein.

5.3 Resultate der statistischen Analyse

5.3.1 Vorbereitende Analysen

In den folgenden Darstellungen sind einige Resultate aus der beschreibenden Statistik aufgeführt. Abb. 5.10 zeigt die Überlebenskurven der drei Baumarten über die drei Zeitschritte von 1975 bis 2005. Eine jährliche Aufzeichnung der Überlebenskurven bis 1995 wurde bereits in Abb. 3.6 aus den bisherigen Ergebnissen der Aufforstung präsentiert. Die Lärche hat bis 2005 insgesamt am wenigsten Verluste zu verzeichnen und hat die schlechteste Phase in den ersten

10 Jahren erlebt. Die Bergföhre war 1985 noch knapp in der Minderheit, zählte 1995 doppelt so viele Bäume wie die Arve und liegt 2005 immer noch klar an zweiter Stelle vor den Arven. Die Arven haben bis 1985 gemeinsam mit den Bergföhren relativ viele Bäume verloren. Die Verluste haben sich für die Arve bis 1995 ähnlich intensiv fortgesetzt und erst in den letzten 10 Jahren ist eine weniger steile Abnahme ersichtlich.

Es interessiert nicht nur die Anzahl der Überlebenden, sondern vor allem auch deren Verteilung auf die Einheitsflächen, die in Abb. 5.11 und Abb. 5.12 dargestellt ist. Eine abnehmende Überlebensdichte in den Einheitsflächen ist bei allen Baumarten festzustellen. Die Lärchen stehen aber bis 2005 noch sehr dicht zusammen, während besonders die Arven und auch die Bergföhren im Mittel in sehr lockeren Gruppen oder als Einzelbäume vorkommen. Die Häu-

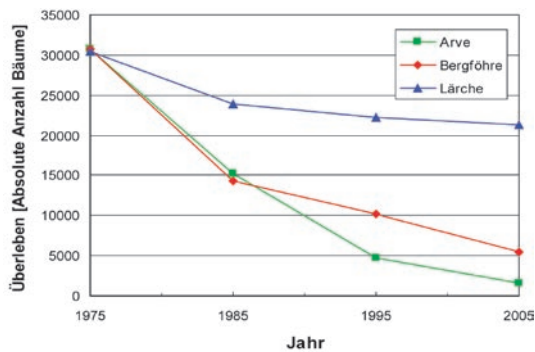


Abb. 5.10: Anzahl überlebende Arven, Bergföhren und Lärchen von 1975 bis 2005.

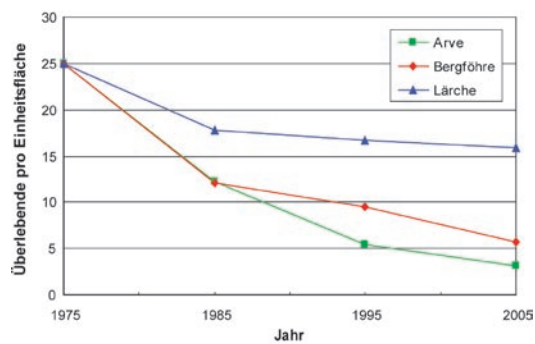


Abb. 5.11: Überlebensdichte pro Einheitsfläche von 1975 bis 2005.

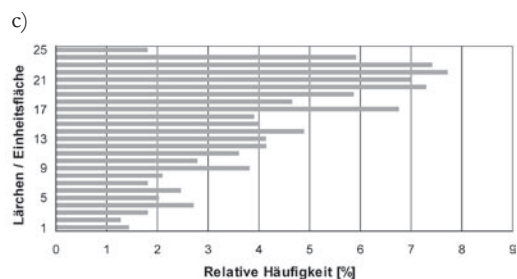
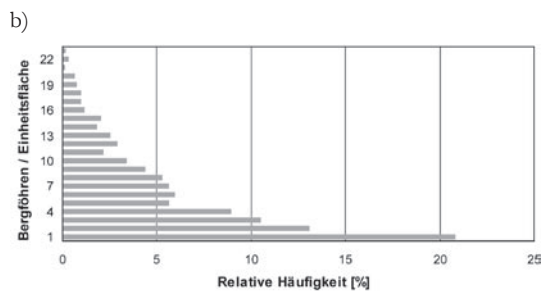
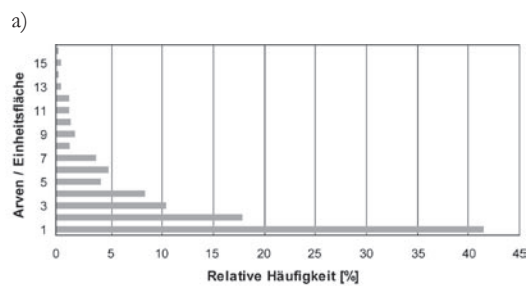


Abb. 5.12: Verteilung der überlebenden Bäume auf die Einheitsflächen. Dargestellt in relativen Häufigkeitsverteilungen der Überlebenden pro Einheitsfläche für a) Arve, b) Bergföhre und c) Lärche 2005.

figkeitsverteilungen der Überlebensdichte pro Einheitsfläche zeigen, dass die Arve oft allein stehend und auch die Bergföhre häufig als Einzelbaum einer Einheitsfläche überlebt haben. Die Arve konnte in kleinen Gruppen mit bis zu 10 Bäumen überleben, während die Bergföhre auch in grösseren Gruppen mit etwa 20 Bäumen bestehen konnte. Die Lärche hat im Gegensatz zu den beiden anderen Arten im dichten Bestand am besten überlebt und tritt nur selten als Einzelbaum auf.

Die Entwicklung der mittleren Baumhöhen während der vergangenen 30 Jahre ist in Abb. 5.13 dargestellt. Arve und Bergföhre wuchsen demnach etwa gleich schnell und sind 2005 im Mittel fast gleich hoch. Die Lärche hat die Entwicklung als kleinste Topfpflanze begonnen und hat die beiden anderen Arten zwischen 1985 und 1995 überholt. 2005 ist sie mit Abstand die grösste Art der Aufforstung. Aus Tab. 5.5 geht hervor, dass 2005 die Baumhöhen aller Arten um den Mittelwert recht stark streuen, also sowohl grosse, als auch sehr kleine Bäume vorkommen. Die Lärche weist die grössten Individuen auf, gefolgt von der Bergföhre und der Arve an dritter Stelle.

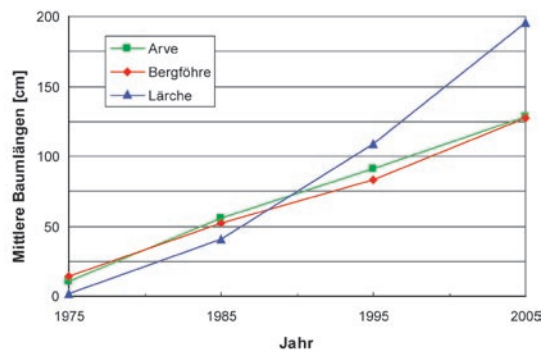


Abb. 5.13: Mittlere Baumhöhen der Arven, Bergföhren und Lärchen von 1975 bis 2005.

Tab. 5.5: Baumhöhen 2005, Mittelwerte und Streuung.

Baumart	Baumhöhe [cm]			
	Mittelwert	Minimum	Maximum	Standardabw.
Arve	128.46	15	332	51.13
Bergföhre	127.55	13	350	46.10
Lärche	195.51	2	593	102.59

5.3.2 Einfache logistische Regression für das Überleben

Die Regressionskoeffizienten der unabhängigen Variablen bezüglich der abhängigen Variable ‚Überleben‘ sind im Anhang B tabellarisch für jede Baumart aufgeführt. In Abb. 5.14 ist für jede Variable, die das Überleben der Bäume signifikant beeinflusst hat, der Verlauf der Einflussstärke über die drei Zeitschritte 1975 bis 1985, 1985 bis 1995 und 1995 bis 2005 schematisch dargestellt. Positive und negative Einflüsse auf die Überlebenschancen sind farblich unterschieden.

Die Oberflächentemperatur im Jahresmittel hatte von 1985 bis 1995 den geringsten Einfluss auf Arven und Lärchen und von 1995 bis 2005 auf die Bergföhre. Sie wirkte als einzige Temperaturvariable bei zunehmender Temperatur positiv auf die Überlebenschancen. Die sommerliche Oberflächentemperatur zeigt für Arve und Bergföhre den grössten Koeffizienten für den Zeitschritt 1985 bis 1995. Die Lärche wurde von Beginn der Aufforstung bis

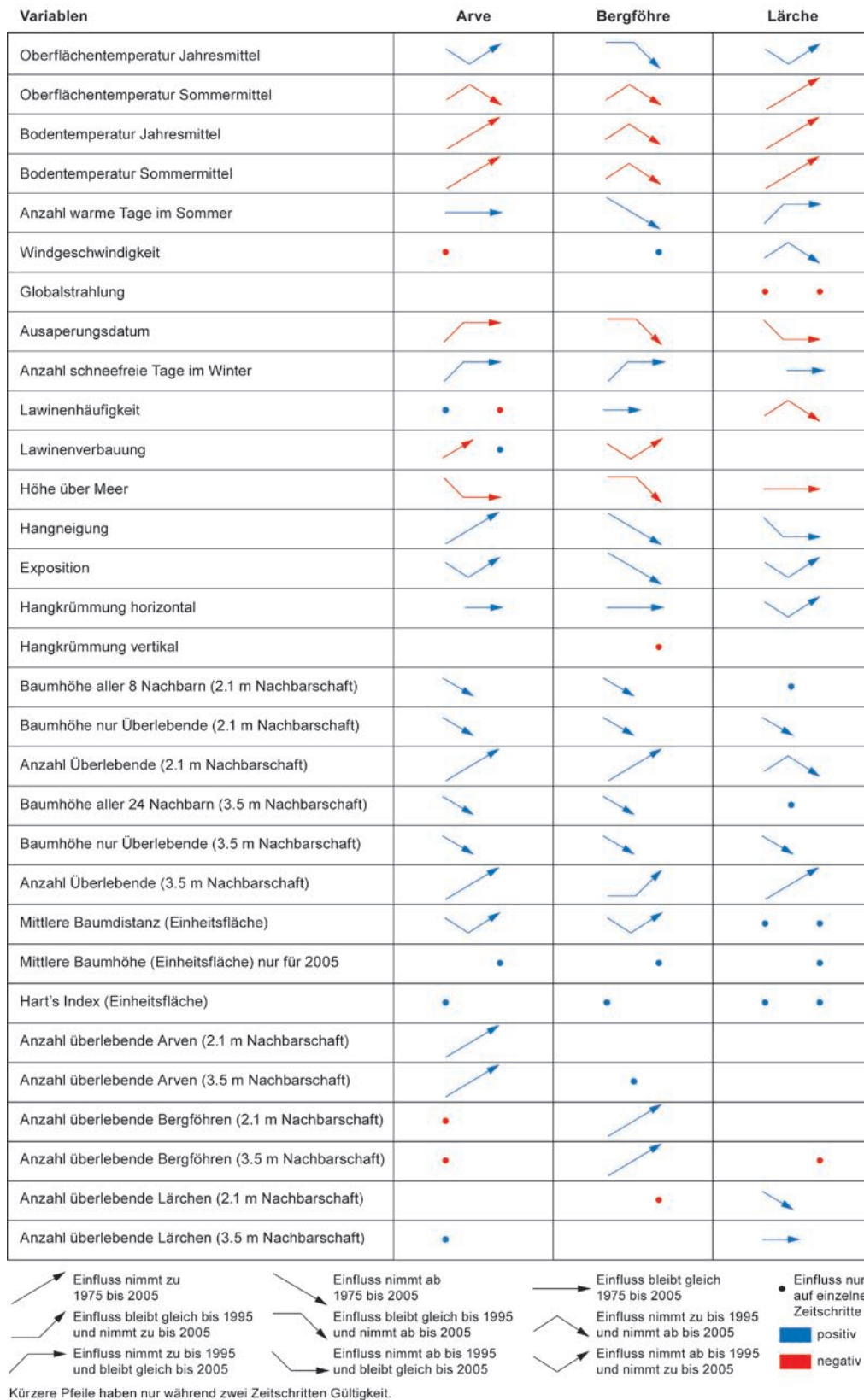


Abb. 5.14: Einfluss der unabhängigen Variablen auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Arven, Bergföhren und Lärchen in den ersten 30 Jahren der Aufforstung. Basiert auf einfacher logistischer Regressionsanalyse für jede unabhängige Variable.

2005 immer stärker von dieser Variable beeinflusst. Die Bodentemperaturen im Sommer- und im Jahresmittel haben bis 2005 für die Arven und Lärchen ebenfalls laufend an Bedeutung gewonnen. Die Bergföhre reagierte von 1985 bis 1995 am stärksten auf die Bodentemperaturen. Von 1995 bis 2005 sank der Einfluss der Oberflächen- und Bodentemperaturen auf das Überleben der Bergföhre. Auch auf die Anzahl warmer Sommertage reagierte die Bergföhre zu Beginn der Entwicklung am stärksten und mit zunehmendem Alter wurde sie unempfindlicher. Die Arve erfuhr während der ganzen Zeit einen gleich starken, die Lärche zunächst einen zunehmenden und dann gleich bleibenden Einfluss der Anzahl warmer Sommertage. Allgemein stieg die Überlebenswahrscheinlichkeit für alle Baumarten während der vergangenen 30 Jahre mit zunehmender Häufigkeit der warmen Sommertage.

Während Arven in den ersten Jahren auf windexponierten Standorten weniger gut überlebt haben, verzeichnen Bergföhren 1995 bis 2005 und Lärchen 1975 bis 2005 bessere Überlebenschancen mit zunehmender Windgeschwindigkeit, wobei der Einfluss auf die Lärchen von 1985 bis 1995 am stärksten war. Hohe Strahlungswerte wirkten sich in den ersten und letzten 10 Jahren der Aufforstung negativ auf das Überleben der Lärchen aus. Arven und Bergföhren zeigen keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der Globalstrahlung und dem Überleben. Je früher ein Standort ausapert, desto bessere Chancen hatten die drei Baumarten während der ganzen Entwicklung bis 2005. Die Einflussstärke auf die Arven nahm bis 2005 tendenziell zu, während sie bei den Bergföhren und Lärchen tendenziell sank. Schneefreie Tage im Winter begünstigten das Überleben von Arven und Bergföhren vermehrt seit 1995, als auch die Lärche davon zu profitieren begann. Der Einfluss von Lawinen verhält sich für jede Baumart unterschiedlich: Die Arve überlebte bis 1985 gut und seit 1995 nur noch schlecht auf Standorten häufiger Lawinnenniedergänge. Die Bergföhre konnte bei grosser Lawinenaktivität bis 1985 gut bestehen, während die Lärche von Beginn weg negativ beeinflusst wurde und in den Lawinenrutschen besonders von 1985 bis 1995 geringe Überlebenschancen hatte. Die Lawinenverbauung hatte bis 1995 einen negativen Einfluss auf das Überleben der Arven und Bergföhren. Erst 1995 bis 2005 zeigt sich ein positiver Einfluss für die Arven, während die Bergföhren bis 2005 in verbautem Gelände immer noch geringe Überlebenschancen hatten.

Je höher gelegen, desto schlechter überlebten die Bäume der Aufforstung. Die Arve hat diesen Effekt bis 1985 am stärksten erfahren, wo hingegen die intensivste Reaktion der Bergföhre bis 1995 angedauert hat. Bis 2005 ist der Einfluss der Höhenlage auf die Lärche kontinuierlich gleich gross. Alle Baumarten hatten auf steilem Gelände die besten Überlebenschancen. Bei der Arve hat der Einfluss der Hangneigung ständig zugenommen. Im Gegensatz dazu sank der Einfluss auf das Überleben der Bergföhre stetig bis 2005 und auf das Überleben der Lärche bis 1995. Bezüglich Exposition zeigen alle Baumarten die grösste Wahrscheinlichkeit für das Überleben an Osthängen, wobei Arve und Lärche von 1985 bis 1995 am wenigsten von der Exposition beeinflusst wurden. Der Einfluss auf die Bergföhre nahm bis 2005 laufend ab. Konvexe, horizontal gekrümmte Standorte wirkten sich auf das Überleben der Arve und der Bergföhre seit 1985 bzw. 1975 positiv aus. Die Lärche hat ebenfalls an konvexen Lagen am besten überlebt, was besonders in den ersten und den letzten 10 Jahren der Aufforstung zu beobachten ist. Die vertikale Hangkrümmung (konvex) beeinträchtigte ausschliesslich das Überleben der Bergföhre von 1995 bis 2005, d.h. die Bergföhre verschwand in den letzten Jahren zunehmend von Kuppen oder Rippen mit zunehmendem Gefälle hangabwärts.

Grosse Baumhöhen der benachbarten Bäume gehen mit guten Überlebenschancen für Arven, Bergföhren und Lärchen einher. Der Einfluss nahm für Arven und Bergföhren bis 1995 ab, wobei die den stichprobenweise aufgenommenen Baumhöhen 2005 angepasste Variable ‚Mitt-

lere Baumhöhe je Einheitsfläche' nicht direkt vergleichbar, aber ebenfalls positiven Einflusses ist. Die Lärche zeigt erst von 1985 bis 1995 eine positive Reaktion auf die mit der Anzahl möglicher Nachbarn normalisierten Baumhöhen. Mit steigender Anzahl Nachbarbäume erhöhten sich die Chancen der Bäume während der ganzen Entwicklung und der Einfluss der Nachbarn nahm bis 2005 grösstenteils zu. Nur die Lärche zeigt die maximale Einflussstärke der Anzahl Nachbarn in der quadratischen Nachbarschaft von 2.1 m Seitenlänge bereits von 1985 bis 1995 und erfuhr danach einen geringeren Einfluss. Arven und Bergföhren weisen einen Zusammenhang zwischen Überleben und Distanz der Bäume innerhalb einer Einheitsfläche auf, der von 1985 bis 1995 am geringsten war. Die Lärche wurde nur im ersten und letzten Zeitschritt signifikant von der Distanz beeinflusst. Jede Baumart überlebte demnach bevorzugt in Einheitsflächen mit lockerem Bestand. Ein grosser Hart's Index steigerte die Überlebenschancen aller Bäume von 1975 bis 1985 und für die Lärchen noch einmal von 1995 bis 2005. Die Anzahl überlebender Nachbarn derselben Art hat sich für alle Bäume positiv ausgewirkt. Während der Einfluss für die Arven und Bergföhren kontinuierlich zunahm, hat er bei den Lärchen bis 1995 (2.1 m Nachbarschaft) abgenommen oder ist gleich gross (3.5 m Nachbarschaft) geblieben, bevor von 1995 bis 2005 überhaupt kein Einfluss mehr da war. Die Anzahl benachbarter Bergföhren hat bis 1985 auf die Arven und seit 1995 auf die Lärchen einen negativen Einfluss ausgeübt. Je mehr benachbarte Bergföhren, desto schlechter haben die anderen Arten während diesen Zeitschritten überlebt. Benachbarte Arven hingegen erhöhten in den ersten Jahren die Überlebenschancen der Lärchen.

5.3.3 Multiple logistische Regressionsmodelle für das Überleben

Das Überleben der Arven wurde gemäss den multiplen logistischen Regressionsmodellen (Abb. 5.15; Koeffizienten vgl. Anhang B) stark von der direkten Nachbarschaft beeinflusst. Grosse Nachbarbäume und gleichzeitig genügend Distanz zwischen den Bäumen, sowie eine grössere Anzahl benachbarter Bäume gleicher Art förderten das Überleben der Arve bis 2005. Diese Nachbarschaftsvariablen tragen die grössten Erklärungswerte für die Arvenbestände von 1985, 1995 und 2005 bei. Gleichzeitig wirkte der kleinstandörtliche Wärmegenuss beständig auf das Überleben ein. 1985 war es die sommerliche Bodentemperatur, welche analog zu den Resultaten in Kapitel 5.3.2 die Überlebenswahrscheinlichkeit mit zunehmender Wärme senkte. 1995 wirkte sich die Bodentemperatur im Jahresmittel entgegen der einfachen logistischen Regression positiv auf das Überleben aus. Und 2005 prägte die Anzahl warmer Sommertage das Überlebensmuster mit, indem Arven an Standorten mit hohem sommerlichem Wärmegenuss gut überlebten. Für jeden Zeitschritt trägt zudem je eine weitere Variable zum Modell der Arven bei: 1985 wirken sich die Lawinenverbauungen negativ auf das Überleben aus, 1995 steigt mit der Anzahl Nachbarbäume in der 3.5 m Nachbarschaft die Überlebenschance und 2005 spielt die Höhenlage eine Rolle, im Gegensatz zur einfachen logistischen Regression jedoch eine positive.

Bei den Bergföhren war es neben der direkten Nachbarschaft von Bäumen gleicher Art die frühzeitige Ausaperung, die das Überleben der Bäume kontinuierlich bis 2005 förderte. Bis 1995 erklärt zudem die normalisierte mittlere Baumhöhe in der 2.1 m Nachbarschaft einen grossen Teil des Überlebensmusters der Bergföhren. Für 2005 hat diese positiv wirkende Variable keinen Einfluss mehr. Eine grössere Baumdistanz trug den Modellen zufolge bis 1985 und erneut seit 1995 zum Überleben der Bäume bei. Die Bestände 1995 und 2005 weisen unter interaktiver Wirkung der Modellvariablen einen negativen Einfluss östlicher Expositionen auf. Wie bei

den Arven prägten weitere Variablen das Überleben der Bergföhren einmalig während je nur einem Zeitschritt. Von 1975 bis 1985 zeigt der Hart's Index zusätzlichen negativen Einfluss, d.h. mit zunehmendem Verhältnis der Baumhöhe zur Baumdistanz überlebten die Bergföhren schlechter, was nicht dem Ergebnis der einfachen logistischen Regression entspricht. 1995 werden die Nachbarschaftsbeziehungen komplexer durch gleichzeitige, fördernde Wirkung benachbarter Arven (3.5 m Nachbarschaft) und positivem bzw. negativem Einfluss der mittleren Baumhöhen der überlebenden Bäume in 2.1 bzw. 3.5 m Nachbarschaft. Das Überlebensmuster 1995 ist demnach neben dem Ausaperungsdatum und der Exposition, vor allem von den komplexen Nachbarschaftsbeziehungen beeinflusst. 2005 vervollständigen direkt benachbarte Überlebende (2.1 m Nachbarschaft) und auch möglichst viele warme Sommertage das Modell für das Überleben der Bergföhren.

Die Lärchen reagierten während dem dreissigjährigen Wachstum unstetig auf die verschiedenen Standortbedingungen. Die Anzahl benachbarter Lärchen in der 2.1 m Nachbarschaft hatte bis 1995, und die Anzahl benachbarter Bäume irgendeiner Art in 2.1 und 3.5 m Nachbarschaft seit 1995 eine fördernde Wirkung auf das Überleben der Lärchen. Auch die mittlere Baumhöhe spielte für die Lärchen durchgehend eine positive Rolle. Allerdings sind es zunächst die Baumhöhe der Überlebenden, dann die normalisierte Baumhöhe (beide in 2.1 m Nachbarschaft) und schliesslich 2005 die mittlere Baumhöhe in der Einheitsfläche, welche diesen Einfluss verkörpern. Im ersten Zeitschritt bis 1985 erklären die Anzahl und Baumhöhe der Nachbarn den grössten Anteil des Überlebensmusters. Ebenfalls andauernde Wirkung übt die Temperatur auf die Lärchen aus. 1985 war es die sommerliche Oberflächentemperatur, welche das Überleben auf Standorten hoher Temperatur erschwerte. Schon 1995 erhöhten häufige warme Sommertage die Überlebenschancen und 2005 bewirkte zusätzlich die Bodentemperatur im Jahresmittel eine steigende Überlebenswahrscheinlichkeit der Lärchen. 1995 wirken sich zudem hohe Lagen, ungleich zur einfachen logistischen Regression, und starker Wind positiv auf das Überleben aus. Wie bei den Bergföhren wurde die Überlebenschance 1995, entgegen der univariaten Resultate, mit zunehmend östlicher Exposition kleiner. Der Lärchenbestand 1995 kann mit der Baumhöhe bzw. der Anzahl der Nachbarn und der Windgeschwindigkeit zu einem grossen Teil erklärt werden. Im Modell 2005 fördern konvexe, horizontal gekrümmte Lagen das Überleben und häufige Lawinnenniedergänge wirken hemmend. Die warmen Sommertage und die Bodentemperatur im Jahresmittel tragen 2005 am meisten zur Erklärung des Überlebensmusters bei.

Der Modellierung der einzelnen Baumarten war eine Untersuchung der gesamten Aufforstung, ohne Berücksichtigung der Arten, vorausgegangen. Die multiplen Modelle für die Aufforstung 1985, 1995 und 2005 sind im Anhang B aufgeführt. Die normalisierte mittlere Baumhöhe (2.1 m Nachbarschaft) bzw. mittlere Baumhöhe je Einheitsfläche (für 2005) wirkte sich gemäss diesen Modellen positiv auf das Überleben in der Aufforstung aus. Die Variable zeigt den grössten Erklärungswert bis 1995, als die Baumdistanz deren Position bis 2005 einnimmt. Grosse Distanzen wirkten sich während der ersten zwanzig Jahre negativ auf das Überleben aus. Erst für den Bestand 2005 nahmen die Überlebenschancen mit zunehmender Distanz zu. Die Bodentemperatur beeinflusste die Aufforstung in allen drei Zeitschritten, wobei 1985 und 2005 das Jahresmittel und 1995 die sommerlichen Mittelwerte den grössten Einfluss ausübten. Je höher die Bodentemperatur eines Standortes, desto kleiner war die Überlebenswahrscheinlichkeit der Bäume während der Zeitschritte. Die Modelle werden vervollständigt mit dem positiven Einfluss hoher Lagen und häufigen schneefreien Wintertagen für 1985, mit dem negativen Einfluss der Lawinnenverbauung auf die Aufforstung 1995 und mit den direkten Nachbarn (2.1 m Nachbarschaft), welche das Überleben 2005 stärkten.



Abb. 5.15: Multiple Modelle für das Überleben der drei Baumarten der Aufforstung Stillberg bis 2005. Sie basieren auf logistischen Regressionsmodellen.

Die Residuen der verschiedenen Modelle sind im Anhang B abgebildet. Für 1985 zeigen die Modelle der Arven und Lärchen eine annähernde Normalverteilung der Pearsonresiduen und keine grossen Ausreisser. Das Modell der Bergföhren 1985 ist etwas unsicherer, da die Pearsonresiduen nicht eindeutig normalverteilt sind. Gemäss der Cook's Distance wird das Modell von zwei Elementen der Stichprobe verzerrt. 1995 weisen die Modelle der Arven und Lärchen je einen hohen Ausreisser, aber einigermassen normalverteilte Pearsonresiduen auf. Das Bergföhrenmodell ist wieder unsicherer als die beiden anderen, zeigt aber keine zu grossen Ausreisser. Allgemein sind die Modelle 2005 die ungenauesten. Die Pearsonresiduen aller Arten zeigen mehrfache Abweichungen von einer Geraden, weshalb eine Normalverteilung nicht angenommen werden kann. Am besten ist noch das Bergföhrenmodell, welches wie das Lärchenmodell keine grossen Ausreisser aufweist und am ehesten normalverteilte Pearsonresiduen hat.

Diskussion

6.1 Evaluation der Temperatursimulation

Die unbeständigen Simulationswerte für die Monate Mai und Oktober der verschiedenen Jahre können mit der Ausaperung im Frühling und dem Einschneien im Herbst in Verbindung gebracht werden, welche von Jahr zu Jahr zeitlich und räumlich variieren. Dass der Tagesgang der Bodentemperaturen im Winter im Gegensatz zum Sommer kaum sichtbar ist, kann mit der isolierenden Schneedecke an den meisten Standorten der Aufforstung erklärt werden. Der fehlende Horizont im Höhenmodell führt nur an der westlichsten Hangschulter zu verhältnismässig zu langer Bestrahlung. Denn abends trifft der Eigenschatten des übrigen, steilen Untersuchungsgebietes ein, bevor der Horizontschatten die Fläche erreicht und morgens verteilt sich die Besonnung sehr rasch über den ganzen Hang, sodass die morgendlichen Unterschiede in der Besonnungsdauer nicht ins Gewicht fallen. Allgemein erhält das Untersuchungsgebiet in der Simulation aber zu wenig reflektierte Strahlung und etwas zu viel direkte Strahlung in den frühen Morgenstunden. Die teilweise sehr hohen Temperaturwerte befinden sich unter anderem eben an dieser westlichsten Hangschulter, folgen sonst aber keinem offensichtlich systematischen Muster. Trotz dem teilweise ungeklärten Auftreten dieser hohen Temperaturen wurden diese Werte als Ausreisser von der Berechnung der Variablen ausgeschlossen. Insgesamt lieferte die Simulation generell etwas zu tiefe, aber realistische Werte, welche für die Verarbeitung zu Temperaturvariablen verwendet werden konnten.

Die meisten beobachteten Abweichungen der Temperaturvariablen von den erwarteten Werten sind erst während des Verarbeitungsprozesses der ASCII-Grids zu den Variablen entstanden. Die relativ tiefen Oberflächentemperaturen sind bedingt durch die Filterung der sehr hohen Temperaturen ($>46.8^{\circ}\text{C}$), welche für die Berechnung der Variablen pauschal als Ausreisser betrachtet wurden und vor allem an der Oberfläche und weniger in 10 cm Tiefe gefunden wurden. Ausserdem dauert die Vegetationsperiode (Grenzwert 5°C), die für die Berechnung der sommerlichen Temperaturen verwendet wurde, länger als in den Vergleichswerten, was dazu führt, dass Temperaturen von Frühling und Herbst in die Berechnung der Sommervariablen einbezogen wurden und die Mittelwerte senkten. Diese Begründung wird gestützt vom beobachteten räumlichen Muster der Variablen, welches auch bei den generell eher tiefen Tempe-

raturen noch zum Vorschein kommt. Die Filterung hoher Werte führte zu einer Glättung des Wertebereichs der mittleren Temperaturwerte, widerspiegelt aber immer noch deren räumliche Differenzierung, wenn auch nicht mit den wirklichen Werten. Die Anzahl warmer Sommertage, welche ohne Filterung der hohen Temperaturwerte definiert worden sind, sind obigen Überlegungen zufolge als die vertrauenswürdigste Variable zu verwenden. Die Oberflächen- und Bodentemperaturen im Jahresmittel wurden zwar auch mit Filterung der hohen Werte berechnet, was sich aber auf das Jahr gemittelt etwas relativiert, da die meisten Ausreisser in den Sommermonaten vorliegen. Diese Variablen sind für weitere Untersuchungen besser geeignet als die Sommermittel, welche mit Vorsicht verwendet werden sollten.

Sommerliche Bodentemperaturen unter Wald sind generell niedriger als auf offener Fläche, weshalb in hohen Lagen natürlicherweise eine offene Waldstruktur resultiert, damit der Wurzelbereich der Bäume genügend Wärme erhält (Körner, 2003a). ALPINE3D hat diesen Effekt der Abschirmung bzw. Abschattung gut simuliert und zeigt einen engen Zusammenhang zwischen der Oberflächen- bzw. Bodentemperatur und den überlebenden Bäumen von 1995. Umso mehr darf bei der Auswertung der statistischen Analysen nicht vergessen werden, dass die Temperaturvariablen den Zustand von 1995 wiedergeben und die Temperaturen für 1975, 1985 und 2005 womöglich anders aussehen würden.

Mit einer Sensitivitätsanalyse der Temperatursimulation für die Aufforstung Stillberg könnten der Einfluss der einzelnen Parameter besser geschätzt und die Interpretation der Resultate vereinfacht werden. Aufgrund der sichtbaren Ähnlichkeiten des Überlebensmusters der Bäume mit den Temperaturmustern wird vermutet, dass das Modell sehr sensitiv auf die Vegetationsparameter reagiert. Die hohe räumliche Auflösung von 2 m konnte mit ALPINE3D, den räumlich hoch differenzierten Resultaten zufolge, gut verarbeitet werden, wobei nicht geprüft wurde, ob alle Module und Prozesse diese Auflösung gleichermassen integrierten. Die resultierenden Temperaturen dürfen nur vor dem Hintergrund der Versuchssituation mit einem hoch aufgelösten DHM weiter verwendet werden.

6.2 Kombination räumlicher und statistischer Methoden

Die Betrachtung der Punktverteilung mit distanzbasierten Massen und die Darstellung der überlebenden Bäume in Punktmustern zeigen die Struktur der Aufforstung deutlich. Mit diesen explorativ verwendeten Methoden ist die Entwicklung von der regelmässigen Pflanzung zum ausgedünnten Bestand alleinstehender Arven, locker gruppierter Bergföhren und nach wie vor dicht beieinander stehender Lärchen zu erkennen. Der strukturelle Verlauf kann den Visualisierungen der Todesjahre bzw. der Überlebenden pro Zeitschritt weitgehend entnommen werden. Die Differenz der Dichte der Baumhöhen von 1975 bis 1995 gibt eine gute Vorstellung über die räumliche Konzentration der Baummasse und stützt die Hypothese der stark differenzierten Verteilung günstiger Wachstumsbedingungen im Raum, wobei das artenspezifische Höhenwachstum dabei nicht ersichtlich ist. Die Dynamik der Aufforstung konnte mit dieser dichte-basierten Methode der Kerneloberflächen aber nur bedingt erfasst werden. Da die Baumhöhen im Jahre 2005 nur für einzelne Stichprobenbäume gemessen worden sind, macht die Berechnung einer Dichteoberfläche für den letzten Zeitschritt keinen Sinn und lässt keinen Vergleich mit den vorangehenden Zeitschritten zu. Ein Vergleich der Dichtezu- bzw. abnahme für die zwei Zeitschritte von 1985 bis 1995 und von 1995 bis 2005 wäre hinsichtlich der Veränderung der günstigen Standorte im Laufe der Zeit jedoch sehr aufschlussreich.

Die Rasterkombinationen vermögen besonders Zusammenhänge zwischen dem Überleben und kategorial oder ordinal ausgeprägten Standortvariablen darzustellen. Kontinuierliche Variablen wie z.B. die Exposition oder die Hangneigung erfahren unter Verwendung dieser Methode einen Informationsverlust durch Klassierung. Ein zeitlich variierender Einfluss konnte nur für wenige Standortfaktoren beobachtet werden, was vermuten lässt, dass die individuen-basierte Dynamik in den Rastern mit 1 m Auflösung nicht erfasst werden konnte und dass die Kombinationen folglich ein generalisiertes Bild von Zusammenhängen präsentieren. Diese generellen Zusammenhänge sind dennoch wertvoll für die Aufdeckung von räumlichen Mustern, die Erkenntnis über den unterschiedlich ausgebildeten Einfluss der Standortfaktoren geben. Die Rasterkombinationen werden mit zunehmender Anzahl Variablenausprägungen unübersichtlicher und erfordern eine geeignete Symbolisierung sowie den Einbezug von Häufigkeitsverteilungen und deskriptiven Statistiken der Zellkombinationen, um diese zuverlässig zu interpretieren. Je weniger Kategorien bzw. Ränge die zu kombinierenden Variablen haben, desto einfacher sind Muster zu erkennen und desto geringer ist der Informationsverlust.

Die einfachen statistischen Masse der vorbereitenden Analysen bestätigen einige Beobachtungen der räumlichen Analysen wie z.B. die generell abnehmende Überlebensdichte in den Einheitsflächen. Die deskriptive Statistik eignet sich aber nur bedingt zur Erfassung der stark variierenden, kleinräumigen strukturellen Veränderungen, da sie sich nicht auf die Individuen, sondern auf die Aufforstung als Ganzes bzw. einen Bestand einer Art bezieht. Räumliche Musteranalysen können das individuelle Verhalten der Bäume besser beschreiben und führen zu umfassender Kenntnis des Untersuchungsgegenstandes. Zusammen mit den räumlichen Methoden sind die deskriptiven Masse jedoch hilfreich für die Interpretation der statistischen Modelle der Aufforstung und der drei Baumarten. Ausserdem ist die Diagrammdarstellung der Entwicklung der Bäume für den ungeübten Kartenleser leichter verständlich als die kartografische Darstellung und vermittelt in Kürze einen Überblick über den allgemeinen Verlauf des Überlebens und des Wachstums in der Aufforstung.

Die einfache logistische Regression zeigt den Einfluss der einzelnen Standortfaktoren und Nachbarschaftsverhältnisse auf das Überleben der Bäume. Dabei wird je nur eine Variable unter Ausschluss der weiteren äusseren Bedingungen betrachtet, weshalb sich die Aussagekraft dieser Methode auf den Fall beschränkt, in dem eine Variable alleinigen Einfluss auf das Überleben der Bäume ausübt. Die einfache logistische Regression reicht deshalb für eine abschliessende Erklärung der Dynamik nicht aus, kann aber aufzeigen, ob der einzelne Einfluss eines Standortfaktors positiver oder negativer Art ist. Der Vorteil der singulären Betrachtung liegt auch im zeitlichen Vergleich über die drei untersuchten Zeitschritte. Da keine Interaktionen involviert sind, kann ein zu- bzw. abnehmender Einfluss der Variable im Laufe der Zeit direkt aus den Korrelationskoeffizienten abgelesen werden.

Für die Erklärung der Überlebensmuster der Jahre 1985, 1995 und 2005 dürfen Interaktionen und Zusammenhänge zwischen den verschiedenen einflussreichen Standortfaktoren bzw. Nachbarschaftsverhältnissen aber nicht ausser Acht gelassen werden. Erst in den multiplen Regressionsmodellen wird diese kombinierte Wirkung aller Variablen sichtbar, wobei bei der Interpretation der Modelle Vorsicht geboten ist: Eng korrelierte erklärende Variablen erschweren die Interpretation des Modells, weshalb je nur eine stellvertretende Variable in das Modell aufgenommen wurde. Das bedeutet, dass die Modelle ebenso gut anders aussehen könnten, wenn pro Gruppe hoher Kollinearität eine andere Variable integriert würde. Dies betrifft besonders die Nachbarschaftsvariablen und die z.T. ebenfalls stark korrelierten Temperaturvariablen. Die Bedeutung der Koeffizienten hängt davon ab, welche weiteren Erklärungsgrössen im Modell

enthalten sind und kann folglich ändern, wenn die stellvertretende Variable ändert. Dies hebt die Bedeutung der einfachen logistischen Regression noch einmal hervor, wo ein direkter zeitlicher Vergleich der einzelnen Variablen möglich ist, im Gegensatz zu den multiplen Regressionsmodellen, die je Zeitschritt recht unterschiedlich ausfallen. Im Vergleich der Modelle über die drei Zeitschritte hinweg kann der Wechsel der Variablenkombination zwar festgestellt werden, eine Aussage über die zu- oder abnehmende Wirkung einzelner Variablen ist aber auch bei Beibehaltung einer Variablen über mehrere Zeitschritte nicht möglich, da der Koeffizient von den übrigen Variablen abhängt. Weiter muss bei der Interpretation der multiplen Modelle berücksichtigt werden, dass ein signifikanter Koeffizient nicht zwangsläufig aussagt, dass ein ursächlicher Zusammenhang zwischen der erklärenden Variable und dem Überleben besteht. Nur wenn eine ursächliche Wirkung des Überlebens auf die erklärende Variable ausgeschlossen werden kann, ist die Signifikanz ein Nachweis für eine vermutete ursächliche Wirkung der Variable. Gerade bei den Nachbarschaftsvariablen wird dieser Forderung nicht entsprochen, indem die Variablen aus der räumlichen Anordnung von überlebenden und nicht-überlebenden Bäumen abgeleitet wurden. Die Wirkungsrichtung ist für diese Variablen deswegen nicht bestimmt und erlaubt höchstens die Aussage, dass ein Zusammenhang besteht. Ob eine grosse Anzahl Nachbarn positiven Einfluss auf das Überleben eines Baumes hat oder ob umgekehrt ein überlebender Baum die grosse Anzahl Nachbarn bewirkt, kann beispielsweise nicht eindeutig beantwortet werden. Die ursächliche Wirkung einer Variablen auf das Überleben muss auch insofern gut überlegt werden, als Variablen häufig stellvertretend für die eigentliche Ursache Signifikanz aufweisen (Scheinkorrelation). Unsicherheit bei der Interpretation der Modelle entsteht folglich, wenn aufgrund fehlender Datengrundlagen möglicherweise nicht alle ursächlich wirkenden Standortfaktoren einbezogen wurden. Zudem kann das häufig nicht-lineare Verhalten der ökologischen Variablen die Genauigkeit der Modelle beeinträchtigen. Als Letztes soll an dieser Stelle noch erwähnt werden, dass nicht-signifikante Variablen nicht unbedingt bedeuten, dass kein Einfluss besteht, sondern dass die Wirkung der Variablen im multiplen Modell durch andere, signifikante Variablen kompensiert sein könnte.

Eine Gegenüberstellung von den verwendeten einfachen statistischen Analysen und den räumlichen Analysen zeigt, dass die Kombination dieser Methoden wesentlich zur Erklärung des Untersuchungsgegenstandes beiträgt. Mit letzteren konnten unterschiedliche Kleinstandorte lokalisiert und unter Betrachtung benachbarter Standortbedingungen untersucht werden. Es wurden Annahmen über überlebensgünstige Standorte getroffen, die danach in den statistischen Analysen gestützt oder geprüft werden konnten. Die Struktur der Aufforstung konnte nur dank der Untersuchung der Baumdistanz bzw. -dichte räumlich differenziert erkannt werden. Ohne die einfachen statistischen Analysen wäre es andererseits schwierig gewesen, alle Zusammenhänge zwischen Überleben und Standort bzw. Nachbarschaft zu entdecken und erst mit der einfachen logistischen Regression konnten diese signifikant nachgewiesen werden.

Die multiple logistische Regression ist obigen Überlegungen zufolge nicht einfach zu interpretieren und erfordert zumeist ergänzende Analysen, um die Interaktionen der Variablen zu verstehen. Neben den verwendeten räumlichen und einfachen statistischen Methoden zum besseren Verständnis des Untersuchungsgegenstandes könnte das Zusammenspiel der verschiedenen Variablen ergänzend auch in einem Klassifikationsbaum (vgl. Lenihan und Neilson, 1993; Franklin, 1998) zum Ausdruck gebracht werden. Durch den Einbezug der Nachbarschaft wurde die räumliche Autokorrelation in den statistischen Modellen weitgehend integriert und gleichzeitig in den Residuen reduziert. Eine Konsolidierung der Modelle könnte aber mit einem Zelluläutomaten (vgl. Balzter et al., 1998; Rammig et al., 2005) erreicht werden, der gerade die einflussreichen Nachbarschaftsbeziehungen prüfen und klarer zum Ausdruck bringen könnte. Zu

einem späteren Zeitpunkt würde sich auch ein Forest Gap-Modell (vgl. Bugmann, 2004) zur Untersuchung der bisherigen und Simulation der zukünftigen Entwicklung der Aufforstung eignen. Beide räumlich-zeitlichen Modelltypen setzen genaue Kenntnis der vorherrschenden Prozesse in der Aufforstung Stillberg voraus. Welche Prozesse bis 2005 steuernd wirkten, konnte im Rahmen dieser Arbeit gezeigt werden. Wie sich die Aufforstung jedoch weiter entwickeln wird, ist aufgrund der nicht-linearen Entwicklung höchstens für die nächsten zehn Jahre annähernd zu beantworten und eine langfristige Prognose verlangt nach weiteren Zeitschritten. Eine dynamische Modellierung der Aufforstung macht deswegen für die vergangenen 30 Jahre zur Bestätigung der gefundenen Zusammenhänge Sinn oder zu einem späteren Zeitpunkt zur Herleitung von Prognosen, wenn die Entwicklung durch einen oder mehrere weitere Zeitschritte deutlicher wird.

6.3 Entwicklung der Aufforstung bis 2005

Die Bedeutung des Kleinstandortes hat im Laufe des Jugendwachstums der Bäume mehrmals geändert. Es wurde deutlich, dass sich günstige und ungünstige Jahre für das Überleben der Bäume abgewechselt haben und die Entwicklung nicht linear verlaufen ist. In den 30 Jahren wechselte das Muster des Absterbens eindeutig mindestens zweimal – es wurden ja nur drei Zeitschritte untersucht – was auf unterschiedliche Prozesse in der Aufforstung schliessen lässt. Welche Prozesse dabei involviert sind, soll hier noch einmal aufgeführt werden. Aus den Resultaten der räumlichen und univariaten statistischen Analysen wurden günstige und ungünstige Standortbedingungen sowie positive und negative Zusammenhänge struktureller Art während der Entwicklung der Aufforstung von 1975 bis 2005 abgeleitet (Abb. 6.1). Diese Resultate werden nachstehend besprochen, bevor die multiplen Modelle zur Abbildung der Aufforstung diskutiert werden.

In den ersten 10 Jahren der Aufforstung Stillberg waren vor allem die extremen Bedingungen in grosser Höhe sowie Lawinenniedergänge für die hohen Ausfälle verantwortlich. Die lange Schneebedeckung und die verkürzte Vegetationszeit verschlechterten im Bereich der Lawinenverbauungen die Überlebenschancen besonders der Arven und Bergföhren. Ungünstig wirkten sich auf die Arve auch hohe Windgeschwindigkeiten aus und sie wurde von benachbarten Bergföhren negativ beeinflusst – sei es durch Konkurrenz oder vermutlich eher durch Ansteckung mit Triebsterben. Die Lärche wurde zu Beginn vor allem von den Lawinen geschädigt. Die damals günstigen Standortbedingungen unterscheiden sich für die Baumarten darin, dass die Arve noch unabhängig von der Hangkrümmung überlebte und die Lärche an windigen Lagen besser überlebte, aber noch keine Reaktion auf schneefreie Wintertage zeigte.

Von 1985 bis 1995 fand die Ausdünnung zunehmend auch im mittleren und unteren Hang statt. Auffallend häufig sind bei der Arve ganze Einheitsflächen in einem Zeitschritt abgestorben. Der Wind beeinträchtigte das Überleben der Arve zu der Zeit nicht mehr und es resultierten dieselben ungünstigen Bedingungen für Arve und Bergföhre durch die Lawinenverbauung. Umgekehrt waren es bei der Lärche weiterhin die Lawinenniedergänge, die einen ungünstigen Standort ausmachten. Mit fortschreitendem Alter gewinnen Standorte mit früher Ausaperung und steile Rippenlagen für die Arve an Bedeutung. Für das Überleben der Bergföhre nimmt nur der positive Einfluss schneefreier Wintertage weiter zu, während die übrigen günstigen Standortbedingungen sich nicht verändern oder an Bedeutung verlieren. Der weitgehend parallele Verlauf des Absterbens von Bergföhre und Arve ist der Grund für den positiven Zusammenhang benachbarter Arven und Bergföhren. Schneefreie Wintertage wirkten sich nun auch auf

	1975 bis 1985	1985 bis 1995	1995 bis 2005
	günstig	ungünstig	ungünstig
Arve	warme Sommertage, frühe Ausaperung, schneefreie Tage im Winter, Lawinen, tiefe Lagen, steiles Gelände, östliche Exposition	warme Sommertage, frühe Ausaperung, schneefreie Tage im Winter, tiefe Lagen, steiles Gelände, östliche Exposition, Rippenlage	warme Sommertage, frühe Ausaperung, schneefreie Tage im Winter, Lawinenverbauung, tiefe Lagen, steiles Gelände, östliche Exposition, Rippenlage
Bergföhre	warme Sommertage, frühe Ausaperung, schneefreie Tage im Winter, Lawinen, tiefe Lagen, steiles Gelände, östliche Exposition, Rippenlage	warme Sommertage, frühe Ausaperung, schneefreie Tage im Winter, Lawinen, tiefe Lagen, steiles Gelände, östliche Exposition, Rippenlage	warme Sommertage, windige Lage, frühe Ausaperung, schneefreie Tage im Winter, steiles Gelände, östliche Exposition, Rippenlage
Lärche	warme Sommertage, windige Lage, frühe Ausaperung, tiefe Lagen, steiles Gelände, östliche Exposition, Rippenlage	warme Sommertage, windige Lage, frühe Ausaperung, tiefe Lagen, steiles Gelände, östliche Exposition, Rippenlage	warme Sommertage, windige Lage, frühe Ausaperung, schneefreie Tage im Winter, tiefe Lagen, steiles Gelände, östliche Exposition, Rippenlage
	positiv	negativ	negativ
Arve	Viele und grosse Nachbarbäume (Arven und Lärchen), genügend Distanz	Viele Nachbarbäume (vor allem Arven), Grösse und Distanz weniger wichtig	Viele Nachbarbäume (vor allem Arven), gleichzeitig grosse Distanz → lockere Struktur
Bergföhre	Viele und grosse Nachbarbäume (vor allem Bergföhren), genügend Distanz	Viele Nachbarbäume (Bergföhren und Arven), Grösse und Distanz weniger wichtig	Viele Nachbarbäume (vor allem Bergföhren), grosse Distanz → Gruppen
Lärche	Viele Nachbarn (Lärchen), grosse normalisierte mittlere Baumhöhe, genügend Distanz	Viele und eher grosse Nachbarbäume (vor allem Lärchen)	Viele Nachbarbäume, genügend Distanz → immer noch dichte Struktur

Abb. 6.1: Übersicht der günstigen und ungünstigen Standortbedingungen sowie der positiven und negativen strukturellen Zusammenhänge für das Überleben der drei Baumarten. Basiert auf räumlichen Analysen und einfacher logistischer Regression.

die Lärche positiv aus und die mittlere Distanz zwischen den Lärchen einer Einheitsfläche hat keinen Einfluss auf ihr Überleben.

2005 finden sich die überlebenden Bäume vermehrt in der Hangmitte. Arven und Bergföhren wurden seit 1995 sehr flächig durch Triebsterben und Schneeschütte weiter dezimiert und existieren noch in lockeren Gruppen oder als Einzelbäume. Entlang der immer noch dicht bestehenden Lärchenflächen konnte der Schnee im Frühling lange liegen bleiben, was die Verbreitung der Pilzkrankheiten wahrscheinlich gefördert hat. Eine frühe Ausaperung ist günstig für alle drei Baumarten bis 2005, wobei der Einfluss bei Bergföhre und Lärche tendenziell abgenommen hat. Nach mindestens 20 Jahren Entwicklung profitieren die Arven endlich von den Lawinerverbauungen, während die Bergföhren immer noch negativ davon beeinflusst wurden. Die Arven wurden nun, wie die Lärchen schon seit Beginn, von Lawinen negativ beeinflusst, nachdem sie während den vorangegangenen Wintern unter der Schneedecke noch davor geschützt waren. Der stärkere negative Einfluss von Lawinen im Laufe der Zeit dürfte auch mit der zunehmenden Bruchgefährdung der Bäume ab einem Baumdurchmesser von etwa 6-8 cm zusammenhängen. Windige Standorte wirkten sich seit 1995 auch für die Bergföhre positiv aus, was entsprechend der abnehmenden Bedeutung östlicher Expositionen auf eine fortschreitende standörtliche Differenzierung auf exponierte Lagen hindeutet. Ungünstig fürs Überleben der Bergföhren sind allerdings steil abfallende Geländekuppen und direkt benachbarte Lärchen, die den Bergföhren ein schattiges, schneereiches Klima schaffen. Die Konkurrenz scheint gegenseitig zu sein, so dass auch die Lärchen nicht gut überlebten, wenn viele Bergföhren in der Nähe waren. Wie schon in den ersten Jahren wirkte sich eine hohe Globalstrahlung negativ auf das Überleben der Lärche aus. Dass alle Baumarten an steilen Lagen besser überlebten als auf flachen Standorten, ist entweder auf die geringe Überlebensrate auf der extrem exponierten, flachen Hangschulter zurückzuführen oder hat mit den im Vergleich zu den Runsen stärker geneigten Rippenlagen zu tun, die günstigere Schneeverhältnisse aufweisen. Alle Baumarten wurden im Laufe der Entwicklung irgendwann von horizontal konvexen Geländeformen positiv beeinflusst, d.h. sie hatten auf den Geländerippen gute Überlebenschancen.

Ein univariat signifikanter Einfluss auf das Überleben der drei Baumarten konnte also für viele Variablen gefunden werden. Sowohl die mikroklimatischen Bedingungen als auch Boden- und Vegetationscharakter im Untersuchungsgebiet hängen jedoch eng miteinander zusammen und gründen meist auf der kleinstandörtlichen Topografie. Auch die beiden Variablen der Bodentemperatur und die Oberflächentemperatur im Sommermittel zeigen bei zunehmenden Temperaturen schlechte Überlebenschancen, nicht wegen der ursächlichen Wirkung, sondern weil die hohen Temperaturen vor allem an warmen Runsenlagen und an undicht bewaldeten Standorten auftreten. Körner (2003b) hat gezeigt, dass im Eigenschatten der Bäume tiefere Temperaturen herrschen als auf offener Fläche und das Wurzelwachstum dadurch gehemmt wird. Es war deshalb zu erwarten, dass die Temperaturen an baumfreien Standorten höher sind, als dort, wo die Bäume überlebt haben. Durch die starke Integration des Baumbestandes von 1995 als Simulationsparameter dürfen die signifikanten Einflüsse der Temperaturvariablen nicht übergewichtet werden. Die Zielvariable ist den Temperaturvariablen deutlich inhärent, weshalb die hohen Koeffizienten auch in den Überlebensmodellen nicht erstaunen (vgl. Anhang B). In Abb. 6.1 sind die irreführenden Einflüsse der Temperaturvariablen deshalb nicht dargestellt. Die kategorial ausgeprägten Variablen ‚Bodentyp‘, ‚Humusform‘ und ‚Pflanzengesellschaft‘ zeigten keinen signifikanten Einfluss auf das Überleben, obwohl günstige Kategorien in den Rasterkombinationen angedeutet wurden. Es kann sein, dass diese kartierten Variablen für das zu untersuchende Phänomen des Überlebens zu grob aufgelöst sind, oder die statistischen Methoden waren nicht geeignet, den Einfluss kategorialer Variablen zu erfassen.

Es wurde versucht, die Entwicklung der Aufforstung Stillberg in multiplen logistischen Modellen abzubilden. Nach der artenunabhängigen Modellierung der gesamten Aufforstung wurde jedoch erkannt, dass die dominierende Lärche überwiegend für die Ausprägung des Modells verantwortlich ist. Eine artenspezifische Betrachtung der Dynamik sollte deshalb eine aufschlussreichere Erklärung der Entwicklung bringen. Gemeinsam ist nun allen drei Modellen, dass das Überleben stark von Nachbarschaftsbeziehungen geprägt wird. Die Arven und auch die Bergföhren wurden von mindestens zwei Variablen über alle drei Zeitschritte beeinflusst, während das Überleben der Lärchen eine komplexere und wechselnde Kombination von erklärenden Variablen aufweist (vgl. Abb. 5.15).

Die Arven benötigten demnach von Beginn weg eine gewisse Distanz zu den mit Vorteil eher grossen Nachbarbäumen und wurden von den lokalen Temperaturverhältnissen beeinflusst. Dadurch, dass die Temperaturen an baumfreien Standorten höher sind als unter Wald, ist der negative Einfluss dieser Variablen verständlich und nicht sehr aussagekräftig. Positiv wirkte die Temperatur 1995, weil die überlebensfeindlichen Standorte (u.a. warme Runsen) durch die Nachbarvariablen im Modell bereits erfasst sind und deshalb vielmehr die überlebensfeindlichen, eher ostexponierten Lagen (Schneeschütte) ergänzend erklärt werden. Die Lawinerverbauungen führten bei den ganz jungen Arven zu erschwerten Bedingungen im Winter – entweder durch die Schneelast, die kürzere Vegetationszeit, Förderung des Triebsterbens, Beschattung oder durch die räumliche Einschränkung im Wachstum. Der geschützte Standort zwischen den Verbauungen ist ausserdem für die Arven zu wenig exponiert und vermutlich zu feucht (vgl. Tab. 2.3). Interessant ist auch der positive Einfluss der Höhenlage, hervorgerufen durch den bereits vertretenen Höhengradienten in der Anzahl warmer Sommertage. Die beobachtete lockere Struktur des Arvenbestandes ist mehrheitlich bedingt durch die Schneeschütte, welche sich durch die enge Bepflanzung gut ausbreiten konnte und bei jungen Bäumen zu hohen Ausfällen geführt hat (vgl. Kapitel 3.3). Benachbarte Bäume schützten die Arven einerseits vor Wind, Schneebewegungen und Gefrieren, führten andererseits aber zu erhöhter Ansteckung mit Pilzen, woraus geschlossen werden kann, dass für das Überleben der Arven vor allem die Distanz der benachbarten Bäume eine wesentliche Rolle spielt.

Besonders für das Überleben der Bergföhren ist ein frühes Ausaperungsdatum von grosser Bedeutung, da bei langer Schneebedeckung das Triebsterben zu hohen Sterberaten führt. Die Verbreitung des Triebsterbens funktioniert auch über Ansteckung, zeigt aber eine weniger flächige Dezimierung des Bergföhrenbestandes wie die Schneeschütte bei der Arve. Eine angemessene Distanz der benachbarten Bäume ist deswegen auch für die Bergföhre überlebensgünstig, wobei die kritische Distanz kleiner ist als die der Arven (vgl. Kapitel 5.3.1). Die Exposition steuert dem positiven Einfluss des korrelierten Ausaperungsdatums entgegen und weist im multiplen Modell seit 1995 einen negativen Einfluss auf, weil die Bergföhren nicht nur an den östlichen Lagen überlebt haben. Der Hart's Index betont bis 1985 noch zusätzlich die negative Wirkung von hohen Bäumen auf kleinem Raum, was mit dem hohen Lichtbedürfnis der Bergföhre erklärt werden kann (vgl. Tab. 3.2). Von 1985 bis 1995 zeigt sich bedingt durch das ähnliche Ausdünnungsmuster das Zusammenfallen der überlebensgünstigen Standorte für Arven und Bergföhren auch im multiplen Modell. Der hohe Interaktionsgrad der Nachbarvariablen erschwert die Interpretation der Nachbarschaftsbeziehungen, die 1995 das Überlebensmuster der Bergföhren stark beeinflussen. Interessanterweise wurden die Bergföhren im multiplen Modell ungleich den beiden anderen Arten erst im letzten Zeitschritt von einer Temperaturvariablen beeinflusst. Die Bergföhre zeigt auch univariat andere Zusammenhänge zu den Temperaturvariablen. Für alle drei Baumarten sind nämlich Standorte günstig, die viele warme Sommertage erfahren, aber nur bei der Bergföhre nimmt die Bedeutung dieser Variable laufend ab. D.h. die

Bergföhre war mit zunehmendem Alter weniger sensibel auf die Anzahl warmer Sommertage, was einerseits eine Entwicklung hin zu Standorten extremer Bedingungen anzeigen könnte, wie dies bei der Bergföhre unter naturnahen Bedingungen der Fall ist (vgl. Tab. 3.2). Auf der anderen Seite könnte auch die zunehmend erhöhte Bruchgefährdung an sonnigen Standorten, wo die Durchmesser bereits dicker sind, eine Rolle spielen.

Die Lärche zeigt im Laufe der Entwicklung eine zunehmend komplexe Ursachenkombination für das Überleben. Nachbarbäume wirkten sowohl in der Zahl als auch in der Höhe positiv, was einfach die Tatsache wiedergibt, dass die Lärchen in sehr dichten Beständen überlebt haben und da, wo 2005 die meisten Lärchen leben, sind sie gleichzeitig auch am höchsten gewachsen – nämlich im unteren Hangbereich (vgl. Kapitel 5.2.2 und 5.3.1). Eine ursächliche Wirkung wird hier nicht angenommen, da die Lärche im natürlichen Bestand eine lockere Struktur bevorzugen würde (vgl. Kapitel 2.1.5). Die Temperatur beeinflusste das Überleben während der ganzen 30 Jahre, was ebenfalls nicht unbedingt auf einer ursächlichen Wirkung basiert, da die Lärche auch in der Temperatursimulation als dominierende Baumart eingegangen ist. Auffällig spielt 1995 der kleinstandörtliche Charakter eine Rolle, indem Wind, Exposition und Höhe über Meer zur Erklärung des Überlebensmusters beitragen. Während die Exposition und die Höhenlage gegenüber der Temperatur regulierend wirken, zeigt sich in der hohen Windgeschwindigkeit der bevorzugt mässig trockene Standort der Lärche (vgl. Tab. 2.3). 2005 ändern die Variablen noch einmal und verdeutlichen, dass die Lärche auf wind- und sonnenexponierten Standorten besser überlebten (konvexe Lagen) und dass sich Lawinen negativ auswirken.

Die Resultate der vorliegenden Arbeit zeigen grösstenteils eine gute Übereinstimmung mit der Auswertung der Aufforstung bis 1995 von Senn und Schönenberger (2001; vgl. Kapitel 3.3). Im Vergleich mit jenen Ergebnissen ist die Ausdünnung der Aufforstung bis 2005 noch stärker räumlich differenziert fortgeschritten und zusätzliche Standortfaktoren zeigen Wirkung auf das Überleben. Die Vielzahl der angewandten Methoden bringt die Entwicklung detaillierter zum Ausdruck und zeigt die komplexen Ursachenkombinationen der Überlebensmuster.

Es darf aber nicht vergessen werden, dass in die Untersuchung nicht alle möglichen Standortfaktoren der drei Baumarten einbezogen wurden. Der Einfluss des Bodenwassers ist z.B. nur in den Bodentypen integriert, aber nicht als gemessene Variable einbezogen worden. Wegen der einheitlichen Exposition des Stillbergs Richtung Nordost und der relativ kleinen Untersuchungsfläche werden Unterschiede in den mittleren Niederschlagsmengen innerhalb der Aufforstung kaum bemerkbar sein. In einer weiterführenden Untersuchung könnten gemessene Ausfallsursachen sowie Schädigung der Bäume durch Brüche, Krankheiten (Pilze, Läuse) und Verbiss durch Birkwild direkt in die multiplen Modelle einbezogen werden. Die natürliche Verjüngung der gepflanzten Bäume hat erst in den letzten Jahren begonnen und ein sorgfältiges Monitoring bezüglich Zapfen könnte in Zukunft Aufschluss über die Vitalität der Bäume geben.

Die Entwicklung der drei Baumarten zeigt vorerst keine Anzeichen der Ausbildung eines Lärchen-Arvenwaldes, der für den Standort Stillberg typisch wäre (vgl. 2.1.5). Die Arve als Klimaxbaumart ist bereits zu sehr ausgedünnt und entgegen des Waldtyps dominiert die Lärche noch sehr stark. Ungleich der Arve und der Bergföhre, die zwar hohe Verluste zeigten, dafür aber in der standörtlichen Anpassung weiter fortgeschritten sind, kann aber erwartet werden, dass auch die Lärche in den nächsten Jahren eine verstärkte Dezimierung aufgrund des erhöhten Platzbedarfs der Individuen oder Schädigung durch Schneelast und -bewegung erfahren wird.

Alle Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit gründen auf Daten, deren Richtigkeit und Genauigkeit grossen Einfluss auf die Ergebnisse haben. Mess- oder Verarbeitungsfehler sind nicht nur in den neu generierten Daten (Topografie, Temperatur und Nachbarschaft), sondern auch in den bestehenden GIS-Daten möglich. Die räumliche Auflösung der Daten bestimmt schon, ob ein Zusammenhang zwischen den unabhängigen Variablen und dem Überleben überhaupt gefunden werden kann, oder ob das kleinräumige Verhalten der abhängigen Variablen damit nicht beschrieben werden kann (z.B. bei Daten aus den Kartierungen der Bodentypen, Humusform und Pflanzengesellschaft). Viele der verwendeten Daten sind zudem vor z.T. mehr als 30 Jahren erhoben worden und können bis 2005 geändert haben. Die Lawinenhäufigkeit z.B. bezieht sich nicht genau auf die 30 beobachteten Jahre der Aufforstungsentwicklung, was bedeutet, dass in der untersuchten Zeitperiode effektiv mehr oder weniger Lawinnenniedergänge stattgefunden haben könnten. Die Strahlung und die Windgeschwindigkeit können einerseits Messfehler, aber auch Interpolationsfehler enthalten. Die untersuchte Variable 'Überleben' basiert auf der Auszählung der Individuen und deren Identifikation innerhalb der Aufforstung. Während Identifikationsfehler aufgrund des sorgfältig geplanten Aufnahmeverfahrens ausgeschlossen werden können, stimmt die Verortung der Bäume häufig nicht exakt mit dem Pflanzungsgitter von 1975 überein, da sich der Hang abwärts bewegt und die Bäume bei Hindernissen (Steine, autochthone Bäume) davon abweichend gepflanzt wurden.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Mit der vorliegenden Arbeit wurde die dreissigjährige Entwicklung der Aufforstung Stillberg multivariat und mit ergänzenden, in früheren Studien nicht betrachteten Standortfaktoren über drei Zeitschritte untersucht. Der Einbezug der Topografie aus dem hoch aufgelösten DHM, der simulierten Temperaturverhältnisse und der Nachbarschaftsbeziehungen zeigt neue Zusammenhänge und lässt Vermutungen über Prozesse zu, die im Laufe der vergangenen dreissig Jahre die Entwicklung gesteuert haben. Aufgrund der angewandten Methoden und den gezeigten Resultaten können entlang der formulierten Forschungsfragen i.-iii. und Hypothesen H1-H4 (vgl. Kapitel 1.3) folgende Schlüsse gezogen werden:

- i. Wie verändert sich der Einfluss verschiedener Standortfaktoren auf die Entwicklung der Bäume in Raum und Zeit?

Die Entwicklung der Aufforstung verläuft in Raum und Zeit nicht-linear. H1 wird insofern bestätigt, als der Einfluss der Standortbedingungen für jede Baumart und im Laufe der Zeit variiert. Eine artenspezifische Betrachtung der Dynamik der Aufforstung ist inhaltlich und methodisch notwendig, da die Bäume sich sehr unterschiedlich entwickeln und heute eine ungleiche Verteilung der Baumarten vorherrscht. Zu Beginn des Aufforstungsversuchs waren die Verluste gross und erst seit etwa 1995 ist eine deutliche Abflachung der Verluste bei Arve und Bergföhre festgestellt worden, während die Lärche bereits seit 1985 nur geringe Ausfälle zu verzeichnen hatte.

Die Schneebedingungen waren für die Entwicklung der Bäume während allen drei Zeitschritten (1975-1985, 1985-1995 und 1995-2005) wichtig. Für die Arven und Bergföhren wirkten besonders die Lawinenverbauungen anfänglich hindernd und die Lärche konnte auf Standorten erhöhter Lawinenaktivität nicht überleben. In der gesamten Aufforstung war eine frühe Ausaperung günstig, insbesondere für das Überleben der Bergföhren. Der Einfluss der Temperatur konnte mit den modellierten Variablen nicht sicher bestimmt werden. Mit zunehmender Baumhöhe wird die Oberflächen- und Bodentemperatur jedoch wichtiger, da der Eigenschaften der Bäume zunimmt und hemmend auf das Wurzelwachstum der Bäume wirkt (vgl. H1).

In den ersten Jahren wirkten sich für Bergföhre und Arve extreme mikroklimatische Bedingungen und eine ungeeignete Bodenbeschaffenheit oder Vegetation ungünstig aufs Überleben aus. Spätere Verluste sind auf die dichte Bestandesstruktur und damit verbundene Verbreitung von Pilzkrankheiten zurückzuführen. H1 „*Einfluss des Kleinstandortes wird mit zunehmendem Alter kleiner*“ und auch H2 „*Konkurrenz- und Synergiebeziehungen sind zu einem wesentlichen Teil für die Entwicklung der Bäume verantwortlich*“ können entsprechend für Arve und Bergföhre akzeptiert werden. Bei der Lärche hat die kleinstandörtliche Differenzierung, nach relativ wenigen anfänglichen Ausfällen, erst später begonnen und dauert immer noch an, wodurch H1 für die Lärche noch nicht beantwortet werden kann. Eine strukturelle Ausdünnung findet seit 1995 allmählich statt.

- ii. Welche Rolle spielen Nachbarschaftsbeziehungen wie Konkurrenz und Synergie in der Dynamik der Aufforstung?

Die Bedeutung der Nachbarschaft nimmt demnach laufend zu. Während allen drei Zeitschritten schützten benachbarte Bäume gleicher Art ein Individuum, während Nachbarbäume fremder Art, insbesondere Bergföhren, eher Konkurrenz hervorgerufen haben. Die Distanz der überlebenden Bäume entscheidet mit, ob ein Baum, vor allem Arve und Bergföhre, von seinen Nachbarn profitiert oder beeinträchtigt wird. Bei dem dichten Pflanzungsmuster war eine natürliche Ausdünnung der Aufforstung zu erwarten und es kann nicht beantwortet werden, ob die noch dicht beieinander stehenden Bäume, besonders die Lärchen, tatsächlich voneinander profitieren oder ob der Selektionsprozess einfach noch nicht weiter fortgeschritten ist und das ursprüngliche Muster deshalb noch besteht. Die zweite Aussage von H2 ist diesen Resultaten zufolge zu allgemein formuliert „*Konkurrenzeffekte durch Nachbarbäume nehmen ab und Synergieeffekte zu*“ und kann so nicht angenommen werden. Die ursächliche Wirkung der Nachbarschaft auf das Überleben der Bäume konnte mit den verwendeten Methoden statistisch nicht bewiesen werden.

Die diagonale Regelmässigkeit der Lärchen-Einheitsflächen ist mit dafür verantwortlich, wie die Ausdünnung der Aufforstung verlaufen ist, da diese die Schnee-, Licht- und Temperaturverhältnisse prägten. Das Pflanzungsmuster entspricht auch nicht der natürlichen Auftretenswahrscheinlichkeit der Verjüngung der drei Baumarten. Die Prozesse in der Aufforstung Stillberg sind durch dieses Muster vorbestimmt und können deshalb nicht vorbehaltlos für entsprechende waldgrenznahe Ökosysteme übernommen werden.

- iii. Können Resultate und Interpretation von multivariaten Regressionsanalysen durch Einbezug von Methoden der Musteranalyse bestätigt bzw. verbessert werden?

Die räumliche Autokorrelation konnte mit den Nachbarschaftsvariablen in die multiplen Modelle integriert werden. Dadurch wurden die Modelle genauer. Die räumlichen Analysen stellten die strukturellen Veränderungen besser dar als einfache deskriptive Masse und unterstützten die Datensichtung angesichts der statistischen Analysen (vgl. H3), erleichterten die Interpretation gefundener Zusammenhänge und verdeutlichten örtliche Unterschiede in der Variablenausprägung (vgl. H4). Durch räumliche Überlagerung der Daten konnten Vermutungen über Zusammenhänge zwischen den abhängigen und unabhängigen Variablen getroffen werden. Die einfache logistische Regression unterstrich die über den Untersuchungsgegenstand getroffenen Annahmen aus der räumlichen Analyse meist mit signifikanten Resultaten, was die Aussage von H3 „*Explorative Punktmusteranalysen unterstützen die Selektion der Variablen*“ bestätigt.

Ein zeitlicher Vergleich des Einflusses der verschiedenen Standortbedingungen auf das Überleben der Bäume konnte unter Einbezug je nur einer Variablen in der einfachen lo-

gistischen Regression am besten erreicht werden. Daraus konnten günstige und ungünstige Standortbedingungen abgeleitet werden. Die multiplen logistischen Modelle zeigen die unterschiedliche Wirkung der Standortbedingungen auf das Überleben der Baumarten während den drei Zeitschritten deutlich. Die wichtigsten Einflussfaktoren wurden erst in der multiplen Regression ersichtlich. Die Interpretation der Überlebensmuster mit Hilfe der multiplen Modelle ist allerdings anspruchsvoll. Die Modelle sind ohne ergänzende Analysen nicht leicht verständlich und sind auch nicht eindeutig, da ein Modell bloss eine von vielen möglichen Variablenkombinationen zur Erklärung des Überlebens darstellt. H4 *„Die räumlichen Analysen können zur Plausibilitätsprüfung eines multiplen Regressionsmodells eingesetzt werden“* kann dementsprechend akzeptiert werden.

In der weiteren Entwicklung der Aufforstung wird sich zeigen, ob die Dominanz der Lärchen anhält oder ob diese im Selektionsprozess im Rückstand sind und eine kleinstandörtliche Differenzierung noch erfahren werden. Gerade für die dichten Lärchengruppen könnten z.B. die Belastung durch Schnee und das Aufkommen von Schädlingen verheerende Folgen haben. Für die Arve kann angenommen werden, dass der Selektionsprozess annähernd beendet ist und sie auf den heutigen Standorten überleben kann, sofern die Pilzkrankheiten diese nicht erreichen. Das Absterben der Bergföhre wurde durch das Triebsterben stark vorangetrieben und es kann nicht gesagt werden, ob die heute überlebenden Bäume davon nicht mehr betroffen werden. 2005 findet sich die grösste Konzentration von Bäumen in der Hangmitte im östlicheren Bereich der Aufforstung und dort wird der Selektionsprozess durch Konkurrenz in Zukunft vermutlich voranschreiten.

Die Temperatursimulation am Stillberg hat Möglichkeiten zur räumlich hoch aufgelösten Modellierung der Temperaturverhältnisse gezeigt. Um statistisch eindeutig interpretierbare Temperaturvariablen zu erhalten, könnte z.B. die Temperatur ohne Einbezug der gepflanzten Bäume simuliert und mit der simulierten Temperatur mit Bepflanzung verglichen werden. Mit einer Infrarotmessung oder mit Temperaturloggern an mehreren Standorten könnten die simulierten Temperaturen zuverlässig validiert werden. Durch Simulation der Temperaturen für 1975, 1985, 1995 und 2005 mit gleich bleibendem Baumbestand könnte ausserdem festgestellt werden, ob sich die Temperaturverhältnisse im Untersuchungsgebiet hinsichtlich der Klimaänderung verändert haben.

Eine verbesserte Interpretierbarkeit des Einflusses der Nachbarschaft könnte z.B. erreicht werden, wenn je die Nachbarschaftsverhältnisse des vorangehenden Zeitschrittes für die Erklärung der überlebenden Bäume herangezogen würden. Eine eingehende Untersuchung der Nachbarschaftsbeziehungen bezüglich Synergie und Konkurrenz könnte in den folgenden Jahren der Aufforstungsentwicklung angemessen sein. Dabei würde sich insbesondere ein Klassifikationsbaum (vgl. Lenihan und Neilson, 1993; Franklin, 1998) oder die Modellierung mit einem Zellulärautomaten (vgl. Balzter et al., 1998; Rammig et al., 2005) aufgrund der gefundenen Zusammenhänge eignen.

Literatur

- Armand, A.D. (1992). Sharp and gradual mountain timberlines as a result of species interaction. In: Hansen A.J. and di Castri F. (Hrsg.): Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows. Ecological studies, 92, Springer, Berlin Heidelberg New York, 360-378.
- Arno, S.F. (1984). Timberline. The Mountaineers, Seattle.
- Augustin, N.H., Muggleston M.A. und Buckland, S.T. (1996). An autologistic model for the spatial distribution of wildlife. In: Journal of Applied Ecology, 33, 339-347.
- Backhaus, K., Erichson, B., Plinke, W. und Weiber, R. (2006). Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung. Springer, Berlin Heidelberg New York, 426-487.
- Bahrenberg, G. und Giese, E. (1975). Statistische Methoden und ihre Anwendung in der Geographie. Teubner, Stuttgart.
- Bahrenberg, G., Giese, E. und Nipper, J. (1999). Statistische Methoden in der Geographie. Studienbücher der Geographie, Gebrüder Borntraeger, Berlin Stuttgart.
- Baig, M.N. und Tranquillini, W. (1976). Studies on upper timberline: morphology and anatomy of Norway spruce (*Picea abies*) and stone pine (*Pinus cembra*) needles from various habitat conditions. In: Canadian Journal of Botany, 54, 1622-1632.
- Baltisberger, M., Kretzschmar, R., Osterwalder, K. und Valencak, M. (2005). Flora, Vegetation und Böden der Alpen. Führer zu Exkursionen in der Region Davos, ETH Zürich, Zürich.
- Balzter, H., Braun P.W., Köhler, W. (1998). Cellular automata models for vegetation dynamics. In: Ecological Modelling, 107, 113-125.
- Barot, S., Gignoux, J. und Menaut, J.-C. (1999). Demography of a savanna palm tree: predictions from comprehensive spatial pattern analyses. In: Ecology, 80, 6, 1987-2005.
- Berger, U. und Hildenbrandt, H. (2000). A new approach to spatially explicit modelling of forest dynamics: spacing, ageing and neighbourhood competition of mangrove trees. In: Ecological Modelling, 132, 287-302.

- Bischoff, N. (1987). Pflege des Gebirgswaldes. Leitfaden für die Begründung und forstliche Nutzung von Gebirgswäldern. EDMZ, Bern, 379.
- Blaser, P. (1980). Der Boden als Standortsfaktor bei Aufforstungen in der subalpinen Stufe (Stillberg, Davos). In: Eidgenöss. Anstalt forstl. Vers.wes., Mitt. 56, Heft 3, 529-611.
- Bolliger, J., Kienast, F. und Bugmann, H. (2000). Comparing models for tree distributions: concept, structures, and behavior. In: Ecological Modelling, 134, 89-102.
- Bolliger, J. und Lischke, H. (2005). Simulating the spatial and temporal dynamics of landscapes using generic and complex models. In: Ecological Complexity, 2, 107-116.
- Bonan, G.B. (1993). Analysis of neighborhood competition among annual plants: implications of a plant growth model. In: Ecological Modelling, 65, 123-136.
- Brack, C. (1999). Forest Measurement and Modelling. <http://sres.anu.edu.au/associated/men-suration/density.htm>, 10.03.2006.
- Brito, J.C., Crespo, E.G. und Paulo O.S. (1999). Modelling wildlife distributions: Logistic multiple regression vs overlap analysis. In: Ecography, 22, 251-260.
- Buckland, S.T. und Elston, D.A. (1993). Empirical Models for the spatial distribution of wildlife. In: Journal of Applied Ecology, 30, 478-495.
- Bugmann, H. (1997). Sensitivity of forests in the European Alps to future climatic change. In: Climate Research, 8, 35-44.
- Bugmann, H. (1999). Anthropogene Klimaveränderung, Sukzessionsprozesse und forstwirtschaftliche Optionen. In: Schweiz. Z. Forstwes, 150, 275-287.
- Bugmann, H. (2004). Gebirgswaldökologie. Vorlesungsunterlagen, ETH Zürich, Zürich.
- Burga, C.A. (1988). Swiss vegetation history during the last 18'000 years. In: New Phytol., 110, 581-602.
- Burga, C.A. und Perret R. (1998). Vegetation und Klima der Schweiz seit dem jüngeren Eiszeitalter. Ott, Thun.
- Burga, C.A. (2003). Eiszeitliche und nacheiszeitliche Vegetationsgeschichte Europas mit besonderer Berücksichtigung der Schweiz. Vorlesungsunterlagen, Geographisches Institut der Universität Zürich, Zürich.
- Clausen, (1965). Population Studies of Alpine and Subalpine Races of Conifers and Willows in the California High Sierra Nevada. In: Evolution, 19, 1, 56-68.
- Danzeglocke, J. (2006). Large-scale mapping of alpine treeline using satellite remote sensing and modelling of potential treeline elevation considering climate and landform. http://www.giub.uni-bonn.de/grk/de/phd_projects_danzeglocke.html, 16.08.2006.
- Doležal, J., Št'astná, P., Hara, T. und Šrůtek, M. (2004). Neighbourhood interactions and environmental factors influencing old-pasture succession in the Central Pyrenees. In: Journal of Vegetation Science, 15, 101-108.
- Dullinger, S., Dirnböck, T. und Grabherr, G. (2004). Modelling climate change-driven treeline shifts: relative effects of temperature increase, dispersal and invasibility. In: Journal of Ecology, 92, 241-252.
- Ellenberg, H. (1963). Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in kausaler, dynamischer und historischer Sicht. Ulmer, Stuttgart.

-
- Fischlin, A., Bugmann, H., Gyalistras, D. (1995). Sensitivity of a forest ecosystem model to climate parametrization schemes. In: *Environ. Pollution*, 87, 267-282.
- Flühler, H. und Roth, K. (2003): *Physik der ungesättigten Zone*. Vorlesungsunterlagen, ETHZ, Zürich.
- FED (2006). FED/MAC Data. Leaf Area Indices from International Paper Experimental Forest west of Howland, Central Maine. <http://fedwww.gsfc.nasa.gov/html/fedmac/lai/lai.html>, 20.02.2006.
- Franklin, J. (1998). Predicting the distribution of shrub species in southern California from climate and terrain-derived variables. In: *Journal of Vegetation Science*, 9, 733-748.
- Frehner, E. (1977). Interner Bericht über die Pflanzennachzucht für die Aufforstungsversuche auf Stillbergalp, Dischmatal, Davos. Eidgenöss. Anstalt forstl. Vers.wes., Interner Bericht, 16 S.
- Gehrig-Fasel (in Bearbeitung). Scenario modeling of Alpine tree lines in Switzerland: sensitivity to climate, land use, and natural hazards. Dissertation Universität Lausanne.
- Gleason, H.A. (1939). The individualistic concept of the plant association. In: *Am. Midl. Nat.*, 21, 92-110.
- Gottfried, M., Pauli, H., Reiter, K. und Grabherr, G. (1999). A fine-scaled predictive model for changes in species distribution patterns of high mountain plants induced by climate warming. In: *Diversity Distributions*, 5, 241-251.
- Grabherr, G., Gottfried, M., Gruber, A. und Pauli, H. (2000). Long-term monitoring of mountain peaks in the Alps. In: Burga C. and Kratochwil A. (Hrsg.): *Biomonitoring: General and Applied Aspects on Regional and Global Scales, Tasks for Vegetation Science 35*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 153-177.
- Gruber (2005). Mountain Permafrost: Transient Spatial Modelling, Model Verification and the Use of Remote Sensing. Dissertation Universität Zürich, Zürich.
- Guisan, A., Theurillat J.-P. und Kienast, F. (1998). Predicting the potential distribution of plant species in an alpine environment. In: *J. Veget. Sci.*, 9, 65-74.
- Guisan, A. und Theurillat, J.-P. (2000). Equilibrium modelling of alpine plant distribution: how far can we go? In: *Phytocoenologia*, 30, 353-384.
- Guisan, A. und Zimmermann, N. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. In: *Ecological Modelling*, 135, 147-186.
- Gyalistras, D., von Storch, D., Fischlin, A., Beniston, M. (1994). Linking GCM-simulated climatic changes to ecosystem models: case studies of statistical downscaling in the Alps. In: *Climate Research*, 4, S.167-189.
- Hadley, J.L. und Smith, W.K. (1990). Influence of leaf surface wax and leaf area to water content ratio on cuticular transpiration in western conifers, USA. In: *Canadian Journal of Forest Research*, 20, 1306-1311.
- Hantke, R. (1978). *Eiszeitalter*. Band 1, Thun.
- Hasenauer, H., Burgmann, M. und Lexer, M.J. (2000). Konzepte der Waldökosystemmodellierung. *Cent.bl. gesamte Forstwes.*, 117, 137-164.

- Häsler, R. (1988). Photosynthese- und Transpirationmessungen in der Versuchsfläche Stillberg. In: Schweiz. Z. Forstwes., 139, 9, 773-784.
- Häsler, R., Streule, A., Turner, H. (1999). Shoot and root growth of young *Larix decidua* in contrasting microenvironments near the alpine timberline. In: *Phyton*, 39, 47-52.
- Heiri, C., Bugmann, H., Tinner, W., Heiri, O. und Lischke, H. (2006). A model-based reconstruction of Holocene treeline dynamics in the Central Swiss Alps. In: *Journal of Ecology*, 94, 206-216.
- Hermes, K. (1955). Die Lage der oberen Waldgrenze in den Gebirgen der Erde und ihr Abstand zur Schneegrenze. *Kölner geographische Arbeiten*, Geographisches Institut der Universität Köln, Heft 5.
- Holtmeier, F.-K. (1986). Die obere Waldgrenze unter den Einflüssen natürlicher Faktoren und des Menschen. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde*, Band 48, 2/3, 395-412.
- Holtmeier, F.-K. (1994). Ecological aspects of climatically caused timberline fluctuations. In: Beniston, M. (Hrsg.): *Mountain Environments in Changing Climates*. Routledge, London, 220-233.
- Holtmeier, F.-K. (2000). Die Höhengrenze der Gebirgswälder. *Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie*, Westfälische Wilhelmsuniversität, Band 8.
- Horak, G. (2004). Growth, survival and stem damages of planted larch and stone pine (1975-2003) in an avalanche release area at timberline in Dischmatal. Diplomarbeit, Geographisches Institut der Universität Zürich.
- Horn, B.K.P. (1981). Hill shading and the reflectance map. *Proc. IEEE*, 69, 1, 14-47.
- Hosmer, D.W. und Lemeshow, S. (2000). *Applied logistic regression*. 2. aktualisierte Aufl., Wiley, New York.
- Hukseflux (2006). Hukseflux Thermal Sensors. Heat flux and thermal conductivity measurement. <http://www.hukseflux.com>, 28.02.2006.
- Hutchinson, M.F. (1989). A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. In: *Journal of Hydrology*, 106: 211-232.
- IPCC (2001). *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, D. und Johnson, C.A.; Hrsg.). Cambridge University Press, Cambridge.
- Ives, A.R., Turner, M.G., Pearson, S.M. (1998). Local explanations of landscape patterns: Can analytical approaches approximate simulation models of spatial processes? In: *Ecosystems*, 1, S.35-51.
- Kaiser, K.F. (1993). Beiträge zur Klimageschichte vom späten Hochglazial bis ins frühe Holozän, rekonstruiert mit Jahrringen und Molluskenschalen. *Habil. Univ. Zürich*.
- Keane, R.E., Morgan, P. und White, J.P. (in Druck). Temporal pattern of vegetation communities and ecosystem processes on simulated landscapes of Glacier National Park, USA. In: *Landscape Ecology*.

-
- Keller, M. und Brassel, P. (2001). Daten zum Bergwald. In: Internationale Alpenschutzkommission CIPRA (Hrsg.): Alpenreport: Daten, Fakten, Probleme, Lösungsansätze. Haupt, Bern, 216-235.
- Kienast, F., Brzeziecki, B. und Wildi, O. (1996). Long-term adaptation potential of central European mountain forests to climatic change: a GIS-assisted sensitivity assessment. In: Forest Ecology and Management., 80, 133-153.
- Kienast, F., Wildi, O., Brzeziecki, B., Zimmermann, N. and Lemm, R. (1998). Klimaänderung und mögliche langfristige Auswirkungen auf die alpine Vegetation der Schweiz. Schlussbericht NFP31, VDG Hochschulverlag, Zürich, 71 S.
- Kimmins, J.P. (1987). Forest Ecology. Macmillan, New York.
- Körner, C. (1998). A re-assessment of high elevation treeline positions and their explanation. In: Oecologia (Berlin), 115, 445-459.
- Körner, C. (2003a). Alpine plant life. Springer, Berlin Heidelberg New York (2nd ed.), 77-100.
- Körner, C. (2003b). Ein morphologiebedingter Wärmemangel bestimmt die Waldgrenze. In: Colloquium Geographicum, 26, 114-119.
- Körner, C. and Paulsen, J. (2004). A world-wide study of high altitude treeline temperatures. In: Journal of Biogeography, 31, 713-732.
- Kuoch, R. (1970). Die Vegetation auf Stillberg (Dischmatal, Kt. Graubünden). In: Eidgenöss. Anst. forstl. Vers.wes., Mitt. 46, Heft 4, 329-342.
- Kuuluvainen, T. und Rouvinen, S. (2000). Post-fire understorey regeneration in boreal Pinus sylvestris forest sites with different fire histories. In: Journal of Vegetation Science, 11, 801-812.
- Landolt, E. (2003). Unsere Alpenflora. SAC-Verlag, 7. neu überarbeitete Auflage.
- Lehning, M., Völksch, I., Gustafsson, D., Nguyen, T.A., Stähli, M. und Zappa, M. (2006). ALPINE3D: a detailed model of mountain surface processes and its application to snow hydrology. In: Hydrological Processes, 20, 2111-2128.
- Lenihan, J.M. und Neilson R.P. (1993). A rule-based vegetation formation model for Canada. In: Journal of Biogeography, 20, 615-628.
- Leuenberger, F. (1988). Der temporäre Stützverbau im Versuchsgebiet Stillberg. In: Schweiz. Z. Forstwes., 139, 9, 790-792.
- Lischke, H., Guisan, A., Fischlin, A. und Bugmann, H. (1998). Vegetation responses to climate change in the Alps: modeling studies. In: Cebon, P., Dahinden, U., Davies, H.C., Imboden, D. und Jaeger, C.C. (Hrsg.): Views from the Alps: Regional Perspectives on Climate Change. MIT Press, Cambridge, 309-350.
- Long, J.S. (2003). Regression models for categorical dependent variables using STATA. STATA Press, Lakeway Texas.
- Lüscher, P. und Blaser, P. (1988). Die Böden der Versuchsfläche Stillberg. In: Schweiz. Z. Forstwes., 139, 9, 770-772.
- Lütschg, M. (2005). A model and field analysis of the interaction between snow cover and alpine permafrost. In: Schriftenreihe Physische Geographie, 47.

- Marty, Ch., Philipona, R., Fröhlich, C. und Ohmura, A. (2002). Altitude dependence of surface radiation fluxes and cloud forcing in the alps: results from the alpine surface radiation budget network. In: *Theor. Appl. Climatol.*, 72, 137-155.
- Menke, B. (1984). Wie stabil ist das Ökosystem Wald? In: *Allgemeine Forstzeitschrift*, 6, 122-126.
- Mitchell, A. (2005). *The ESRI Guide to GIS Analysis. Volume 2: Spatial Measurements and Statistics*. ESRI Press, Redlands, 45-50, 148-174.
- Nägeli, W. (1971). Der Wind als Standortfaktor bei Aufforstungen in der subalpinen Stufe (Stillbergalp im Dischmatal, Kt. Graubünden). In: *Eidgenöss. Anstalt forstl. Vers.wes., Mitt.* 47, Heft 2, 33-147.
- O'Sullivan, D. und Unwin, D.J. (2003). *Geographic Information Analysis*. John Wiley and Sons, Inc., New Jersey.
- Ott, E., Frehner, M., Frey, H.-U. und Lüscher, P. (1997). *Gebirgsnadelwälder: praxisorientierter Leitfaden für eine standortgerechte Waldbehandlung*. Haupt, Bern.
- Ozenda, P. und Borel, J.-L. (1995). Possible Response of Mountain Vegetation to a Global Climatic Change: The Case of the Western Alps. In: Guisan, A., Holten J.I., Spichiger, R. und Tessier, L. (Hrsg.): *Potential Ecological Impacts of Climate Change in the Alps and Fennoscandian Mountains*. Conservatoire et Jardin botaniques, Genève, 137-144.
- Pauli, H., Gottfried, M., Grabherr, G. (2001). High summits of the Alps in a changing climate: the oldest observation series on high mountain plant diversity in Europe. In: Walther, G.-R., Burga C.A. und Edwards, P.J. (Hrsg.): *Fingerprints of Climate Change: Adapted Behaviour and Shifting Species Ranges*. Kluwer Academic, New York, 139-149.
- Pauli, H., Gottfried, M., Hohenwallner, D., Klettner, C., Reiter, K., und Grabherr, G. (2004). The GLORIA Multi-Summit Network: A Basic Approach for the Long-Term Observation of Climate Change-Induced Impacts on Alpine Biodiversity. In: Lee C., Schaaf T. (Hrsg.): *Global Environmental and Social Monitoring – proceedings of the 1st International Thematic Workshop*. EU FP-6 project GLOCHAMORE (May 9-11, 2004, Vienna, Austria), UNESCO, 86-93.
- Pélissier, R. und Goreaud, F. (2001). A practical approach to the study of spatial structure in simple cases of heterogeneous vegetation. In: *Journal of Vegetation Science*, 12, 99-108
- Pereira, J.M.C. und Itami, R.M. (1999). GIS-based habitat modeling using logistic multiple regression: A study of the Mt. Graham red squirrel. In: *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 57, 1475-1486.
- Rammig, A. (1995). *Forest regeneration after blowdown: An integrated modelling approach*. Dissertation, ETH Zürich, Zürich.
- Rammig, A., Fahse, L., Bugmann, H., Bebi, P. (2005). Forest regeneration after disturbance: A modelling study for the Swiss Alps. In: *Forest Ecology and Management*.
- Revaz, M. (2001). Biodiversität und Bergwälder. In: *Internationale Alpenschutzkommission CIPRA (Hrsg.): Alpenreport: Daten, Fakten, Probleme, Lösungsansätze*. Haupt, Bern, 248-256.

-
- Rychetnik, J. (1982). Sanierung der Schnee- und Lawinverhältnisse in Lawinenanbruchgebieten. In: Beitr. zur Wildbacherosions- und Lawinenforschung. Mitt. forstl. Bundesvers'anst. Wien, 144, 169-185.
- Rychetnik, J. (1987). Projekt Stillberg, Schnee und Lawinen auf der Versuchsfläche. Winterber. Eidg. Inst. f. Schnee- und Lawinenforschung, Nr. 50, 184-194.
- Rychetnik, J. (1988). Schneedecke und Lawinen im Versuchsgelände Stillberg. In: Schweiz. Z. Forstwes., 139, 9, 762-767.
- Schnell, R. (1994). Graphisch gestützte Datenanalyse. Oldenbourg, München.
- Schönenberger, W. (1988). Frühere Testpflanzungen in der Versuchsfläche Stillberg. In: Schweiz. Z. Forstwes., 139, 9, 784-785.
- Schönenberger, W. und Frey, W. (1988). Untersuchungen zur Ökologie und Technik der Hochlagenaufforstung. Forschungsergebnisse aus dem Lawinenanrissgebiet Stillberg. In: Schweiz. Z. Forstwes., 139, 9, 735-820.
- Schönenberger, W. (2001). Cluster afforestation for creating diverse mountain forest structures – a review. *Forest Ecology and Management*, 145, 121-128.
- Schumacher, S., Bugmann, H. und Mladenoff, D.J. (2004). Improving the formulation of tree growth and succession in a spatially explicit landscape model. In: *Ecological Modelling*, 180, 175-194.
- Schweizer Nationalpark (2006). <http://www.nationalpark.ch>, 20.08.2006.
- Senn, J. und Schönenberger, W. (2001). Zwanzig Jahre Versuchsaufforstung Stillberg: Überleben und Wachstum einer subalpinen Aufforstung in Abhängigkeit vom Standort. In: Schweiz. Z. Forstwes., 152, 6, 226-246.
- Silander, J.A. und Pacala, S.W. (1985). Neighborhood predictors of plant performance. In: *Oecologia*, 66, 256-263.
- Silverman, B.W. (1986). *Density Estimation for Statistics and Data Analysis*. Chapman and Hall, New York, 76.
- Theurillat, J.-P. (1995). Climate change and the alpine flora: some perspectives. In: Guisan, A., Holten J.I., Spichiger, R. und Tessier, L. (Hrsg.): *Potential Ecological Impacts of Climate Change in the Alps and Fennoscandian Mountains*. Conservatoire et Jardin botaniques, Genève, 121-127.
- Theurillat, J.-P. und Guisan, A. (2001). Potential impact of climate change on vegetation in the European Alps: a review. In: *Climatic Change*, 50, 77-109.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M.B., Sykes M.T. und Prentice, I.C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. In: *PNAS*, 102, 23, 8245-8250.
- Tranquillini, W. (1979). *Physiological ecology of the alpine timberline: tree existence at high altitudes with special reference to the European Alps*. Springer, Berlin Heidelberg New York, S.137ff.
- Troll, C. (1961). Klima und Pflanzenkleid der Erde in dreidimensionaler Sicht. In: *Naturwissenschaften*, 9, 332-348.
- Turner, H. (1966). Die globale Hangbestrahlung als Standortfaktor bei Aufforstungen in der subalpinen Stufe. In: *Eidgenöss. Anstalt forstl. Vers.wes., Mitt.* 42, Heft 3, 113-168.

- Turner, H., Rochat, P., Streule, A. (1975). Thermische Charakteristik von Hauptstandortstypen im Bereich der oberen Waldgrenze (Stillberg, Dischmatal bei Davos). In: Eidgenöss. Anstalt forstl. Vers.wes., Mitt. 51, Heft 1, 95-119.
- Turner, H., Häsler, R. und Schönenberger, W. (1982). Contrasting microenvironments and their effects on carbon uptake and allocation in subalpine ecosystems as a key to management. In: Waring, R.H. (Hrsg.): Proc. IUFRO Workshop P. 1.07-00 Ecology of Subalpine Zones, Corvallis, OR, USA: Oregon State Univ., For. Res. Lab.
- Turner, H. und Streule, A. (1983). Wurzelwachstum und Sprossentwicklung junger Koniferen im Klimastress der alpinen Waldgrenze, mit Berücksichtigung von Mikroklima, Photosynthese und Stoffproduktion. In: Wurzelökologie und ihre Nutzenanwendung. Int. Symp. Gumpenstein, 1982, Bundesanstalt Gumpenstein, Irnding, 617-635.
- Turner, H. (1985). Das Gebirgsprogramm „Wiederherstellung der oberen Waldgrenze“ – Anmerkungen zu einem langfristigen interdisziplinären Forschungsvorhaben. In: 100 Jahre Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen 1885-1985. Teil 2: Die EAFV heute und morgen. Eidg. Anst. forstl. Vers.wes., Mitt. 61, Heft 2, 757-765.
- Turner, H. (1988). Mikroklimata in der Versuchsfläche Stillberg. In: Schweiz. Z. Forstwes., 139, 751-762.
- UNESCO (2006). The MAB Programme. <http://www.unesco.org>, 18.08.2006.
- USGS (2006). Spatial changes in Alpine Treeline Vegetation Patterns, Glacier National Park, Montana. http://nrmisc.usgs.gov/research/treeline_rsrch.htm, 08.08.2006.
- Vanomsen, P. (2000). Vergleichende Untersuchung der Stabilität junger Arven (*Pinus cembra* L.) und Lärchen (*Larix decidua* L.). Stammbrüche und –spaltungen in Lawinenanrissgebieten in der Versuchsaufforstung Stillberg GR nach einem schneereichen Winter. Diplomarbeit ETHZ.
- Vögele, A.E. (1984). Untersuchungen zur Geomorphologie und jungquartären Talgeschichte des Dischma. Diss. Univ. Zürich.
- Vonder Mühl, D., Delaloye, R., Haeberli, W., Hölzle, M., Krummenacher, B. (2001). 1. PERMOS-Jahresbericht 1999/2000. Permafrost Monitoring Switzerland PERMOS, Glaziologische Kommission der SCNAT.
- Wagner, H. (2003). Spatial covariance in plant communities: integrating ordination, geostatistics, and variance testing. In: Ecology, 84, 4, 1045-1057.
- Walz, A. (2005). Land use changes in Swiss mountain regions within the context of sustainable regional development. Dissertation, Universität Zürich, Zürich.
- Warnecke, G. (1997). Meteorologie und Umwelt. Eine Einführung. 2. Auflage, Springer, Berlin Heidelberg New York, 107-108.
- Watt, A.S. (1947). Pattern and process in the plant community. Journal of Ecology, 35, 1-22.
- Zebisch, M. (2006). Klimawandel und Europa: wie verletzlich sind wir? http://www.austroclim.at/fileadmin/user_upload/zebisch-Klimatage_Austria_ATEAMb.pdf, 16.03.2006.

Daten

A.1 Datenerhebung

Stichprobenplan¹ für Bestandesaufnahme 2005

Priorität bei ungerader Einheitsflächennummer

1	5	6	7	2
16	17	18	19	8
15	24	25	20	9
14	23	22	21	10
4	13	12	11	3

Baum 1: am Rand, beginnend oben links

16	18	20	22	24
12	4	6	8	14
10	2	1	3	11
13	5	7	9	15
17	19	21	23	25

Baum 2: in der Mitte, Priorität links oben

15	10	9	8	25
11	19	18	17	7
12	20	21	16	6
1	13	14	15	5
22	2	3	4	23

Baum 3: Randbaum mit 1 fremden Nachbarn

Priorität bei gerader Einheitsflächennummer

2	7	6	5	1
8	19	18	17	16
9	20	25	24	15
10	21	22	23	14
3	11	12	13	4

Baum 1: am Rand, beginnend oben rechts

25	23	21	19	17
15	9	7	5	13
11	3	1	2	10
14	8	6	4	12
24	22	20	18	16

Baum 2: in der Mitte, Priorität rechts unten

24	8	9	10	25
7	17	18	19	11
6	16	21	20	12
5	15	14	13	1
23	4	3	2	22

Baum 3: Randbaum mit 1 fremden Nachbarn

¹ Stichprobenplan für Messung der Baumhöhe, Schäden, Wuchsform und Zapfen an einer Auswahl von drei Bäumen pro Einheitsfläche, die mit grösstmöglicher Sicherheit identifiziert und lokalisiert wurden. Falls ein Baum nicht sicher identifiziert wurde, wurde in oben beschriebener Prioritätenreihenfolge der nächste Baum gemessen. Gezählt wurden alle überlebenden Bäume.

A.2 Simulationsparameter für ALPINE3D

Bodenparameter

Die Bodenparameter wurden für sechs Bodenschichten mit Schichtgrenzen bei 0, 10, 25, 50, 100 und 200 cm Tiefe bestimmt. Die Parameter sind mit Trennstrichen für die Schichtgrenzen in dieser Reihenfolge angegeben. Wenn nur eine Parameterwert aufgeführt ist, gilt derselbe für alle sechs Bodenschichten.

Bodentyp	Mächtigkeit Auflage, Ober- und Unterboden	Wärmekapazität [Jkg ⁻¹ K ⁻¹]	Wärmeleitung [W/mK]	Wasserspeicher- vermögen*	Volumenanteile		
					Wasser [kg/m ³]	Gas [kg/m ³]	Feststoff [kg/m ³]
0 Hangfuss, Nassboden	10-55-110	1600-1400-1400-1500-900-900	0.25-0.3-0.3-0.3-4.6-4.6	5.2-5.2-5.2-5.2-10000-10000	0.25-0.25-0.25-0.2-0.2	0.3-0.3-0.3-0.15-0.01-0.01	0.45-0.45-0.45-0.65-0.97-0.97
1 Ranker, flachgründiger Eisenhumuspodsol	10-20-35	1700-1300-1400-900-900-900	0.25-0.3-0.3-4.6-4.6-4.6	113.8-113.8-113.8-10000-10000-10000	0.25-0.25-0.25-0.2-0.2	0.3-0.3-0.3-0.15-0.01-0.01-0.01	0.45-0.45-0.65-0.97-0.97-0.97
2 Ockerpodsol, schwach ausgeprägter Eisenhumuspodsol	15-55-110	1500-1400-1400-1400-900-900	0.25-0.3-0.3-0.3-4.6-4.6	28.4-28.4-28.4-28.4-10000-10000	0.25-0.25-0.25-0.2-0.2	0.3-0.3-0.3-0.15-0.01-0.01	0.45-0.45-0.45-0.65-0.97-0.97
3 stark ausgeprägter Eisenhumuspodsol	35-65-110	1800-1800-1300-1600-900-900	0.25-0.25-0.3-0.3-4.6-4.6	20.9-20.9-20.9-20.9-20.9-20.9	0.25-0.25-0.25-0.2-0.2	0.3-0.3-0.3-0.15-0.01-0.01	0.45-0.45-0.45-0.65-0.97-0.97
4 Runsenboden	5-55-110	1500-1300-1300-1600-900-900	0.25-0.3-0.3-0.3-4.6-4.6	12.6-12.6-12.6-12.6-12.6-12.6	0.25-0.25-0.25-0.2-0.2	0.3-0.3-0.3-0.15-0.01-0.01	0.45-0.45-0.45-0.65-0.97-0.97
5 Geröll, Fels	0-0-0	900	4.6	10000	0.25-0.25-0.25-0.2-0.2	0.3-0.3-0.3-0.15-0.01-0.01	0.45-0.45-0.45-0.65-0.97-0.97

* 0.32/d+0.02 mit d = Tonvol-%*Tonkorngrösse + Sandvol-%*Sandkorngrösse + Siltvol-%*Siltkorngrösse + Kiesvol-%*Kieskorngrösse (nach Lütschg, 2005)

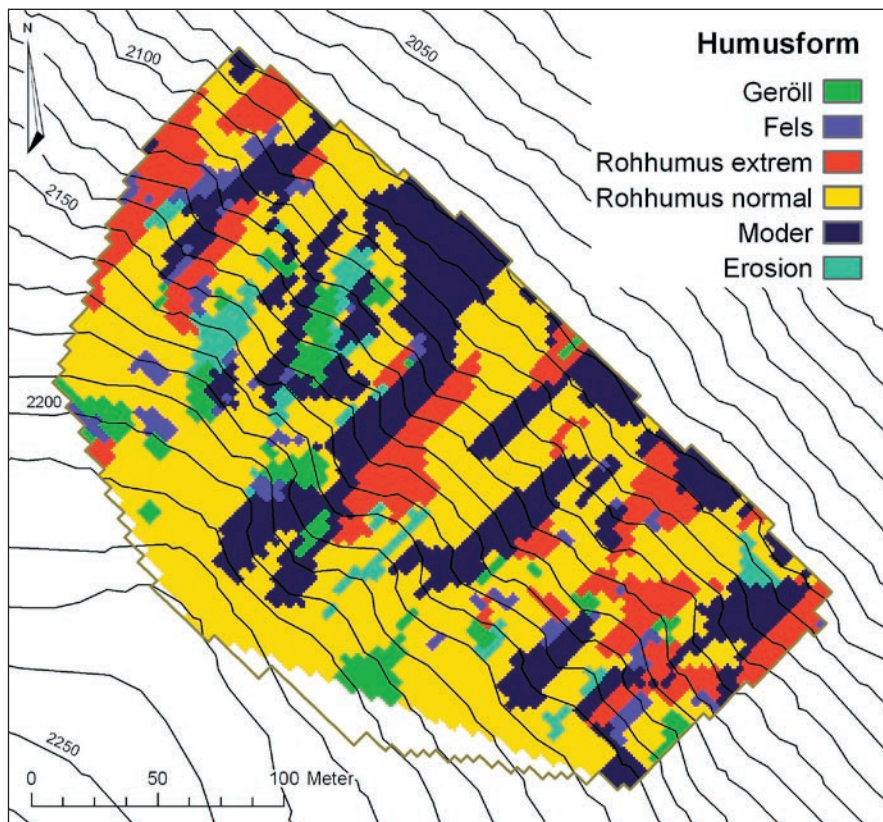
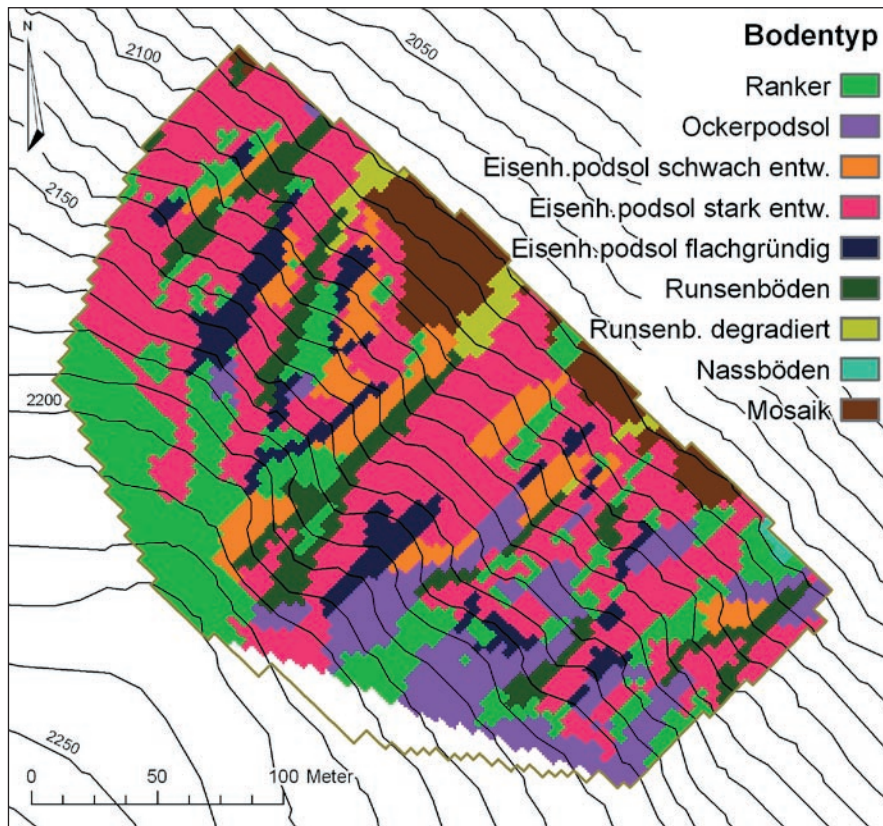
Vegetationsdichte

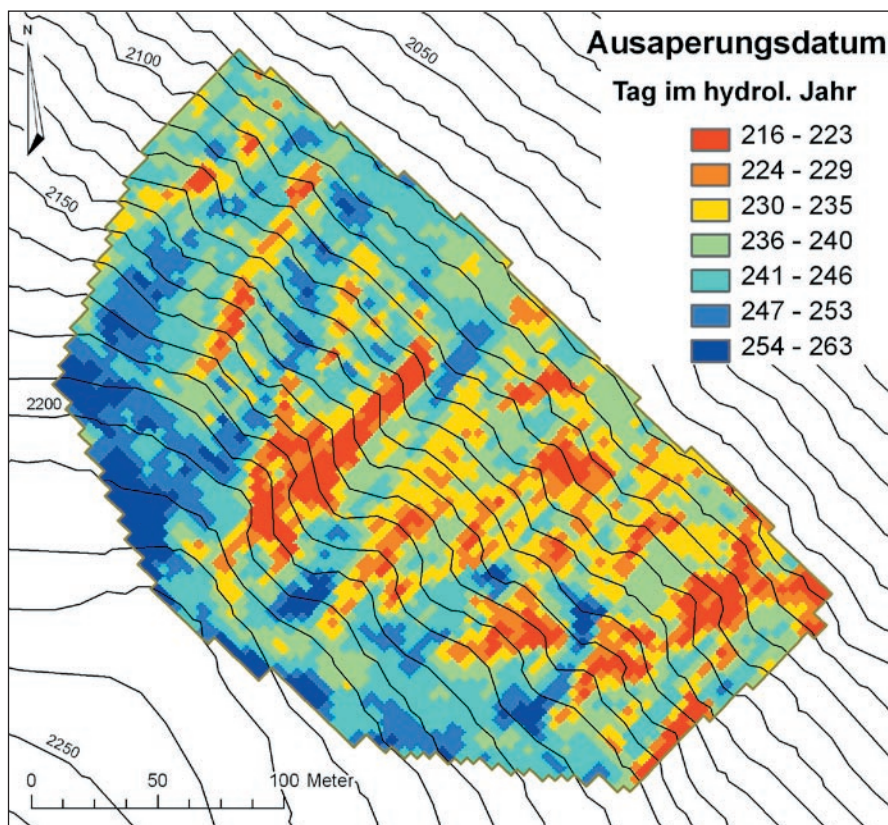
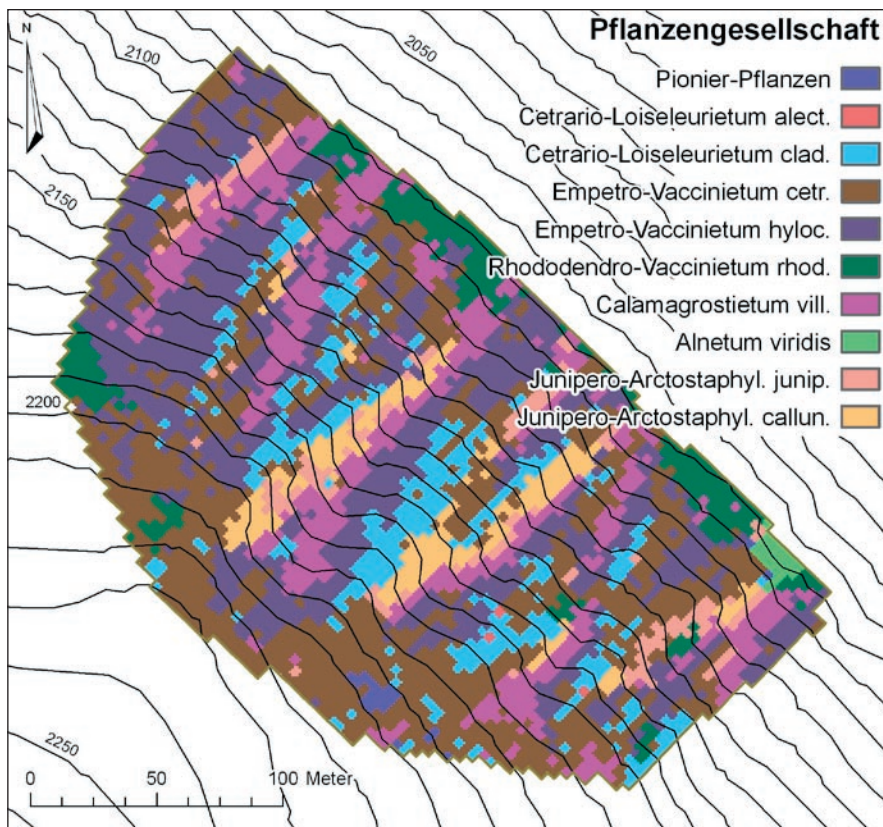
Leaf Area Index	Throughfall [%]
0.5 - 1	83.3 - 100
1 - 1.5	66.6 - 83.3
1.5 - 2	50 - 66.6
2 - 2.5	33.3 - 50
2.5 - 3	16.6 - 33.3
3 - 3.5	0 - 16.6

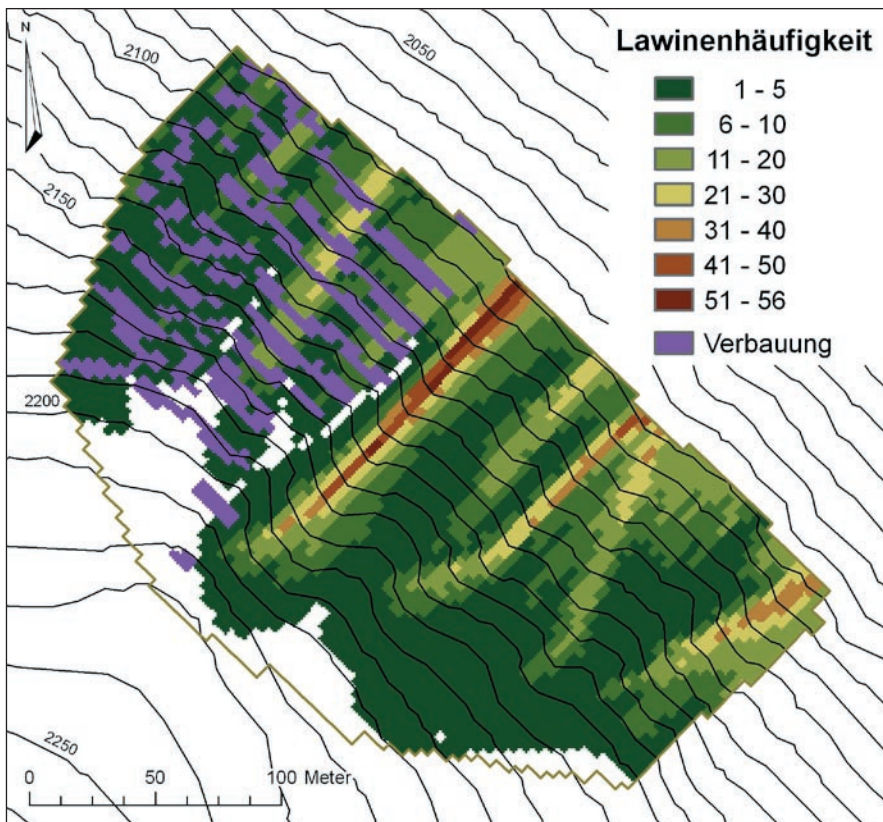
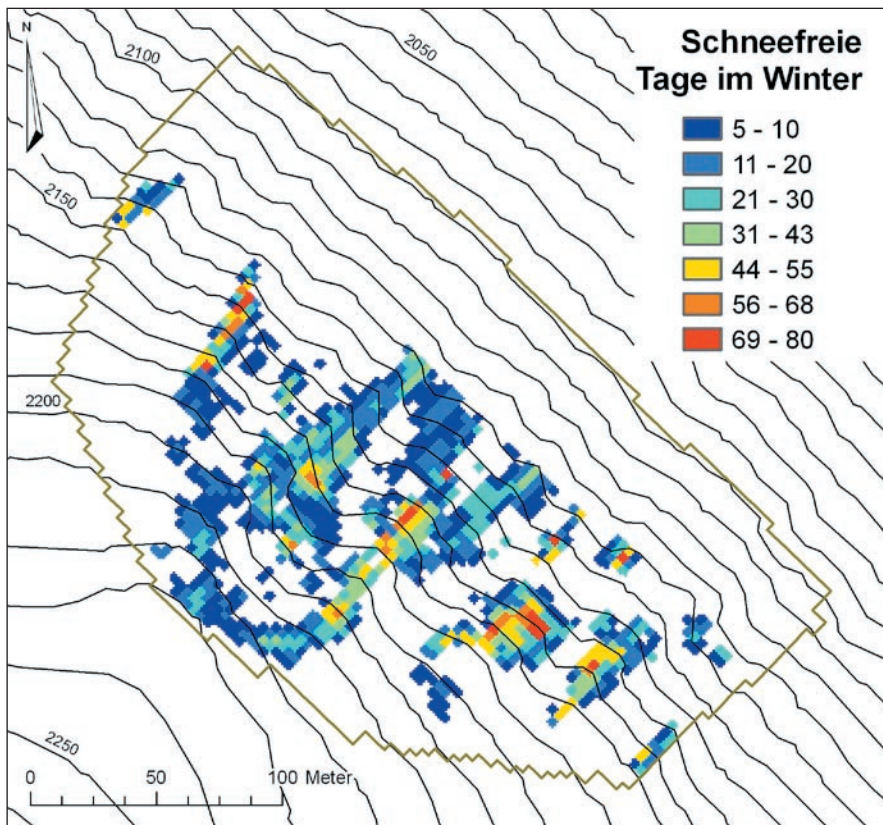
Höhenklassen der Bäume

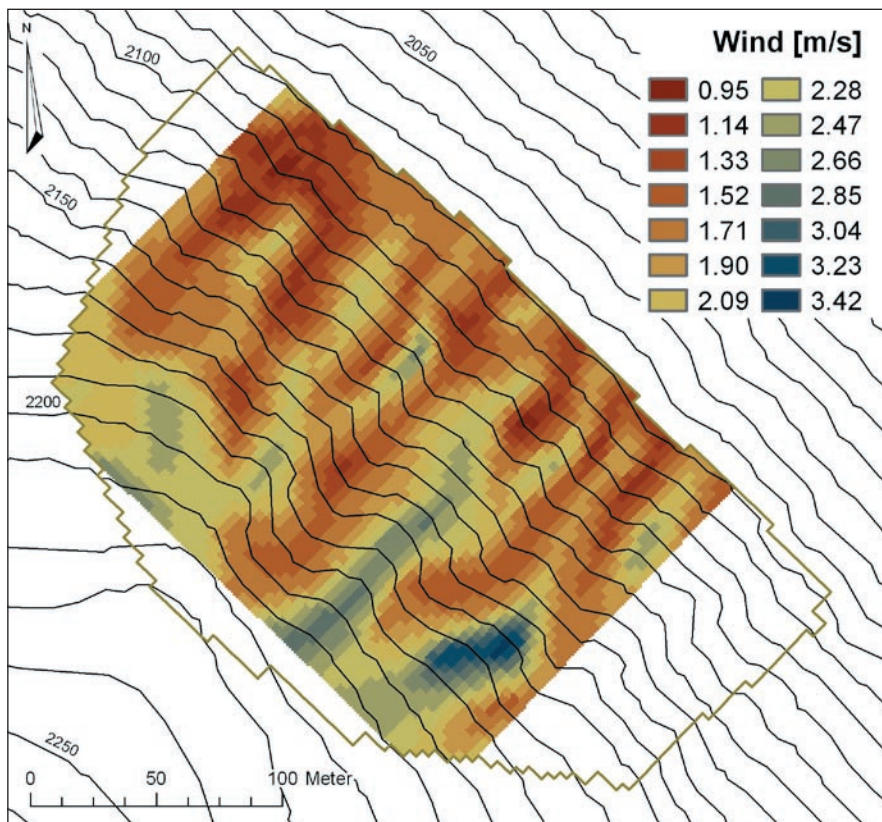
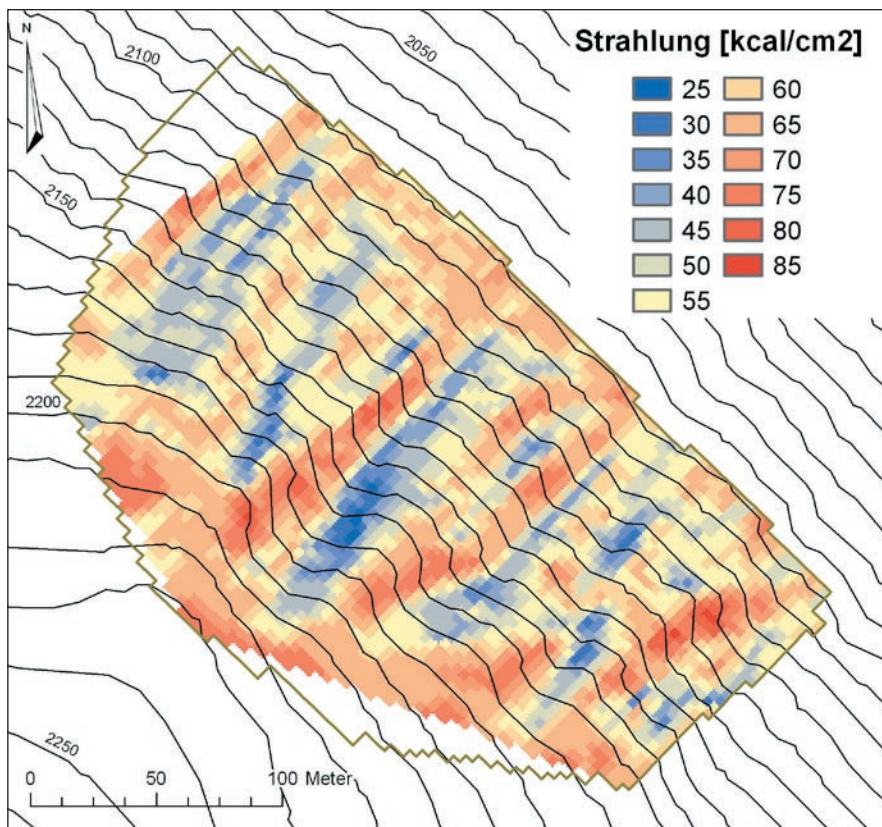
Baumhöhe [m]
0 - 1
1 - 2
2 - 3
3 - 4

A.3 Bestehende GIS-Datensätze









Statistische Auswertungen

B.1 Einfache logistische Regression

Einfache logistische Regression für das Überleben der Arven	1985		1995		2005	
	Koeffizient	Signifikanz	Koeffizient	Signifikanz	Koeffizient	Signifikanz
Quantitative Standortfaktoren						
Oberflächentemperatur Jahresmittel	1.51	10.78	1.45	10.13	1.53	10.76
Oberflächentemperatur Sommermittel	-0.68	9.77	-1.12	15.71	-0.94	14.58
Bodentemperatur Jahresmittel	-0.71	4.20	-1.52	8.30	-2.13	10.54
Bodentemperatur Sommermittel	-0.37	5.94	-0.71	6.60	-0.98	8.49
Anzahl warme Tage im Sommer	0.15	11.16	0.15	11.79	0.15	12.21
Windgeschwindigkeit	-0.10	3.40				
Ausaperungsdatum	-0.10	10.61	-0.14	14.10	-0.14	14.34
Anzahl schneefreie Tage im Winter	0.02	3.85	0.03	5.51	0.03	6.66
Lawinenhäufigkeit	0.04	4.49			-0.04	4.27
Lawinenverbauung	-0.57	3.15	-1.07	4.90	0.37	2.10
Höhe über Meer	-0.02	10.16	-0.01	7.36	-0.01	4.93
Hangneigung	0.06	5.19	0.07	6.12	0.11	8.26
Exposition	1.65	6.24	0.78	3.01	1.20	4.69
Hangkrümmung horizontal			0.04	6.30	0.04	6.50
Nachbarschaftsverhältnisse						
Baumhöhe aller 8 Nachbarn (2.1m Nachbarschaft)	0.11	16.18	0.06	15.03		
Baumhöhe nur Überlebende (2.1m Nachbarschaft)	0.05	11.95	0.02	9.80		
Anzahl Überlebende (2.1m Nachbarschaft)	0.76	16.90	0.96	16.95	2.46	16.75
Baumhöhe aller 24 Nachbarn (3.5m Nachbarschaft)	0.11	15.51	0.05	13.79		
Baumhöhe nur Überlebende (3.5m Nachbarschaft)	0.05	10.58	0.01	3.67		
Anzahl Überlebende (3.5m Nachbarschaft)	0.35	16.30	0.41	16.25	1.52	16.49
Mittlere Baumdistanz (Einheitsfläche)	1.10	5.73	0.75	8.22	2.65	17.95
Mittlere Baumhöhe (Einheitsfläche) nur für 2005					0.03	16.98
Verhältnis Baumhöhe/-distanz (Einheitsfläche)	0.18	11.75				
Nachbarschaftsverhältnisse nach Baumart						
Anzahl überlebende Arven (2.1m Nachbarschaft)	0.80	16.38	1.53	16.48	3.48	18.52
Anzahl überlebende Bergföhren (2.1m Nachbarschaft)	-0.01	2.48				
Anzahl überlebende Arven (3.5m Nachbarschaft)	0.48	16.07	0.78	16.13	2.72	16.93
Anzahl überlebende Bergföhren (3.5m Nachbarschaft)	-0.01	2.12				
Anzahl überlebende Lärchen (3.5m Nachbarschaft)	0.01	2.14				

Einfache logistische Regression für das Überleben der Bergföhren	1985		1995		2005	
	Koeffizient	Signifikanz	Koeffizient	Signifikanz	Koeffizient	Signifikanz
Quantitative Standortfaktoren						
Oberflächentemperatur Jahresmittel	2.64	14.71	2.65	14.32	1.36	9.91
Oberflächentemperatur Sommermittel	-1.26	17.18	-1.39	16.31	-0.90	13.78
Bodentemperatur Jahresmittel	-2.98	14.48	-3.43	15.40	-2.30	13.09
Bodentemperatur Sommermittel	-1.48	9.99	-1.86	11.41	-1.05	7.63
Anzahl warme Tage im Sommer	0.19	15.40	0.17	15.12	0.11	12.37
Windgeschwindigkeit					0.09	2.97
Ausaperungsdatum	-0.18	13.94	-0.18	14.53	-0.15	13.73
Anzahl schneefreie Tage im Winter	0.03	5.06	0.04	6.11	0.04	6.94
Lawinenhäufigkeit	0.02	2.80	0.02	2.41		
Lawinenverbauung	-0.94	4.98	-0.85	4.08	-1.05	4.87
Höhe über Meer	-0.02	9.77	-0.02	8.95	-0.01	5.19
Hangneigung	0.07	6.17	0.06	5.35	0.05	4.71
Exposition	1.49	5.69	1.25	4.85	0.59	2.32
Hangkrümmung horizontal	0.03	4.73	0.03	4.31	0.03	3.85
Hangkrümmung vertikal					-0.02	2.28
Nachbarschaftsverhältnisse						
Baumhöhe von 8 Nachbarn (2.1m Nachbarschaft)	0.12	17.18	0.06	16.09		
Baumhöhe von Überlebenden (2.1m Nachbarschaft)	0.05	13.13	0.02	11.32		
Anzahl Überlebende (2.1m Nachbarschaft)	0.81	17.44	0.88	17.38	1.22	12.05
Baumhöhe von 24 Nachbarn (3.5m Nachbarschaft)	0.11	16.77	0.05	14.96		
Baumhöhe von Überlebenden (3.5m Nachbarschaft)	0.06	11.77	0.01	5.95		
Anzahl Überlebende (3.5m Nachbarschaft)	0.38	17.36	0.38	16.82	0.89	12.76
Mittlere Baumdistanz (Einheitsfläche)	1.07	7.30	0.77	7.00	2.06	15.29
Mittlere Baumhöhe (Einheitsfläche) nur für 2005					0.01	9.38
Verhältnis Baumhöhe/-distanz (Einheitsfläche)	0.17	12.35				
Nachbarschaftsverhältnisse nach Baumart						
Anzahl überlebende Bergföhren (2.1m Nachbarschaft)	0.97	17.49	1.05	17.20	1.67	13.36
Anzahl überlebende Lärchen (2.1m Nachbarschaft)					-0.01	2.28
Anzahl überlebende Arven (3.5m Nachbarschaft)			0.01	1.97		
Anzahl überlebende Bergföhren (3.5m Nachbarschaft)	0.47	17.31	0.52	17.02	1.20	13.55

Einfache logistische Regression für das Überleben der Lärchen	1985		1995		2005	
	Koeffizient	Signifikanz	Koeffizient	Signifikanz	Koeffizient	Signifikanz
Quantitative Standortfaktoren						
Oberflächentemperatur Jahresmittel	1.25	8.50	1.20	8.22	1.58	9.49
Oberflächentemperatur Sommermittel	-1.12	12.04	-1.21	11.77	-1.24	11.96
Bodentemperatur Jahresmittel	-2.09	11.58	-2.35	12.34	-2.71	12.68
Bodentemperatur Sommermittel	-0.82	6.02	-1.07	6.82	-1.34	7.04
Anzahl warme Tage im Sommer	0.13	11.95	0.14	12.15	0.14	12.13
Windgeschwindigkeit	0.07	2.16	0.12	4.08	0.06	2.12
Globalstrahlung	-0.09	2.68			-0.09	2.78
Ausaperungsdatum	-0.08	9.24	-0.07	8.29	-0.07	9.14
Anzahl schneefreie Tage im Winter			0.02	2.90	0.02	3.30
Lawinhäufigkeit	-0.01	2.07	-0.03	4.44	-0.02	2.73
Höhe über Meer	-0.01	3.86	-0.01	2.01	-0.01	4.46
Hangneigung	0.06	5.61	0.05	5.38	0.05	4.78
Exposition	1.38	5.47	0.95	3.94	1.73	6.65
Hangkrümmung horizontal	0.03	4.49	0.02	3.11	0.03	4.96
Nachbarschaftsverhältnisse						
Baumhöhe aller 8 Nachbarn (2.1m Nachbarschaft)			0.03	14.51		
Baumhöhe nur Überlebende (2.1m Nachbarschaft)	0.04	9.25	0.01	7.77		
Anzahl Überlebende (2.1m Nachbarschaft)	0.71	16.42	0.75	16.40	0.61	6.35
Baumhöhe aller 24 Nachbarn (3.5m Nachbarschaft)			0.04	13.66		
Baumhöhe nur Überlebende (3.5m Nachbarschaft)	0.03	7.75	0.01	4.85		
Anzahl Überlebende (3.5m Nachbarschaft)	0.33	15.95	0.34	15.66	0.55	7.92
Mittlere Baumdistanz (Einheitsfläche)	1.20	4.77			3.49	8.93
Mittlere Baumhöhe (Einheitsfläche) nur für 2005					0.01	4.08
Verhältnis Baumhöhe/-distanz (Einheitsfläche)	0.10	8.22			0.01	4.08
Nachbarschaftsverhältnisse nach Baumart						
Anzahl überlebende Lärchen (2.1m Nachbarschaft)	0.74	15.93	0.73	15.79		
Anzahl überlebende Bergföhren (3.5m Nachbarschaft)					-0.01	2.27
Anzahl überlebende Lärchen (3.5m Nachbarschaft)	0.37	14.77	0.37	15.00		

B.2 Multiple logistische Regressionsmodelle

Arvenmodell 1985

(GLM, logistisch)

Deviance Residuals

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.9554	-0.6205	-0.0068	0.6439	2.0871

Coefficients

	Value	Std. Error	t value
(Intercept)	32.0129	20.3908	1.5700
lawwerk.1	-0.2655	0.1219	-2.1782
hoe210alle	0.0596	0.0079	7.5067
nstat210av	0.4908	0.0587	8.3655
ef.dist	0.6282	0.3778	1.6625
THRROS05	-0.1299	0.0721	-1.8022

Null Deviance: 1386.294 on 999 degrees of freedom
Residual Deviance: 836.8851 on 994 degrees of freedom
Number of Fisher Scoring Iterations: 5

Correlation of Coefficients

	(Intercept)	lawwerk.1	hoe210alle	nstat210av	ef.dist
lawwerk.1	-0.0970				
hoe210alle	-0.0533	-0.0209			
nstat210av	-0.0016	0.0095	-0.4922		
ef.dist	-0.1069	0.0274	-0.0598	0.0128	
THRROS05	-0.9988	0.1004	0.0515	-0.0028	0.0594

Analysis of Deviance Table

Binomial model

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev
NULL			999	1386.294
lawwerk.1	1	10.1366	998	1376.158
hoe210alle	1	448.7946	997	927.363
nstat210av	1	82.0152	996	845.348
ef.dist	1	5.0175	995	840.330
THRROS05	1	3.4453	994	836.885

Arvenmodell 1995

(GLM, logistisch)

Deviance Residuals

Min	1Q	Median	3Q	Max
-3.2593	-0.4566	-0.0948	0.4853	2.1263

Coefficients

	Value	Std. Error	t value
(Intercept)	-138.7566	60.8496	-2.2803
hoe210alle	0.0114	0.0052	2.1813
nstat210av	1.2372	0.1071	11.5549
nstat350	0.1066	0.0398	2.6751
ef.dist	0.3618	0.1360	2.6607
ROS05	0.4875	0.2193	2.2226

Null Deviance: 1386.294 on 999 degrees of freedom

Residual Deviance: 697.1668 on 994 degrees of freedom

Number of Fisher Scoring Iterations: 5

Correlation of Coefficients

	(Intercept)	hoe210alle	nstat210av	nstat350	ef.dist
hoe210alle	0.1035				
nstat210av	-0.2078	-0.0732			
nstat350	-0.2315	-0.5621	-0.2915		
ef.dist	0.0116	0.0233	0.0109	-0.1082	
ROS05	-0.1000	-0.1038	0.2071	0.2303	-0.0166

Analysis of Deviance Table

Binomial model

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev
NULL			999	1386.294
hoe210alle	1	373.6380	998	1012.656
nstat210av	1	294.8449	997	717.812
nstat350	1	7.0639	996	710.748
ef.dist	1	8.1413	995	702.606
ROS05	1	5.4395	994	697.167

Arvenmodell 2005

(GLM, logistisch)

Deviance Residuals

Min	1Q	Median	3Q	Max
-3.9152	-0.2461	-0.0461	0.3416	2.7631

Coefficients

	Value	Std. Error	t value
(Intercept)	-26.4123	9.8698	-2.6761
ho1.ref	0.0086	0.0041	2.0851
nstat210av	2.6757	0.2223	12.0388
ef.dist	1.4463	0.1892	7.6458
hoe05.ef	0.0104	0.0022	4.6162
DEG05	0.0441	0.0202	2.1844

Null Deviance: 1386.294 on 999 degrees of freedom

Residual Deviance: 505.7183 on 994 degrees of freedom

Number of Fisher Scoring Iterations: 5

Correlation of Coefficients

	(Intercept)	ho1.ref	nstat210av	ef.dist	hoe05.ef
ho1.ref	-0.9833				
nstat210av	-0.0672	0.0300			
ef.dist	0.1733	-0.1065	0.0698		
hoe05.ef	-0.2235	0.2595	-0.1815	-0.1436	
DEG05	-0.5492	0.3902	0.1541	-0.4274	-0.1487

Analysis of Deviance Table

Binomial model

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev
NULL			999	1386.294
ho1.ref	1	24.8961	998	1361.398
nstat210av	1	645.3665	997	716.032
ef.dist	1	178.6665	996	537.365
hoe05.ef	1	26.4184	995	510.947
DEG05	1	5.2285	994	505.718

Bergföhrenmodell 1985

(GLM, logistisch)

Deviance Residuals

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.9249	-0.4546	-0.0037	0.4816	2.4108

Coefficients

	Value	Std. Error	t value
(Intercept)	5.2199	4.2839	1.2185
aperung.1	-0.0481	0.0163	-2.9553
hoe210alle	0.0729	0.0106	6.8558
nstat210bf	0.5002	0.0754	6.6332
hsr	-0.0663	0.0266	-2.4906
ef.dist	1.5914	0.7191	2.2130

Null Deviance: 1386.294 on 999 degrees of freedom

Residual Deviance: 676.7308 on 994 degrees of freedom

Number of Fisher Scoring Iterations: 7

Correlation of Coefficients

	(Intercept)	aperung.1	hoe210alle	nstat210bf	hsr
aperung.1	-0.8844				
hoe210alle	-0.0783	0.0746			
nstat210bf	-0.3364	0.2661	-0.4706		
hsr	0.0436	-0.1302	-0.5974	0.0837	
ef.dist	-0.4158	-0.0464	0.0871	0.1490	-0.0078

Analysis of Deviance Table

Binomial model

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev
NULL			999	1386.294
aperung.1	1	316.0554	998	1070.239
hoe210alle	1	324.3551	997	745.884
nstat210bf	1	53.4957	996	692.388
hsr	1	1.4139	995	690.974
ef.dist	1	14.2434	994	676.731

Bergföhrenmodell 1995

(GLM, logistisch)

Deviance Residuals

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.8575	-0.4204	-0.0125	0.5110	2.5631

Coefficients

	Value	Std. Error	t value
(Intercept)	0.1331	3.8388	3.4675
aperung.1	-0.0634	0.0160	-3.9640
hoe210alle	0.0236	0.0056	4.2141
hoe210	0.0130	0.0049	2.6415
hoe350	-0.0112	0.0056	-1.9887
nstat210bf	0.6787	0.0784	8.6523
nstat350av	0.00009	0.00002	3.5006
SINASP	-1.2610	0.4388	-2.8741

Null Deviance: 1386.294 on 999 degrees of freedom

Residual Deviance: 689.3091 on 992 degrees of freedom

Number of Fisher Scoring Iterations: 5

Correlation of Coefficients

	(Intercept)	aperung.1	hoe210alle	hoe210	hoe350	nstat210bf	nstat350av
aperung.1	-0.9961						
hoe210alle	-0.0554	0.0729					
hoe210	-0.0019	0.0093	-0.1907				
hoe350	0.1164	-0.1505	-0.1609	-0.7990			
nstat210bf	-0.3253	0.2963	-0.4755	0.0445	0.0877		
nstat350av	-0.0361	0.0401	0.0622	-0.0736	0.0526	0.1593	
SINASP	-0.2381	0.1993	-0.0746	-0.0693	-0.1166	-0.0377	-0.0132

Analysis of Deviance Table

Binomial model

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev
NULL			999	1386.294
aperung.1	1	347.9280	998	1038.366
hoe210alle	1	220.2370	997	818.129
hoe210	1	0.2272	996	817.902
hoe350	1	19.3226	995	798.580
nstat210bf	1	88.1214	994	710.458
nstat350av	1	12.7306	993	697.728
SINASP	1	8.4185	992	689.309

Bergföhrenmodell 2005

(GLM, logistisch)

Deviance Residuals

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.4826	-0.4857	0.0298	0.7093	2.2691

Coefficients

	Value	Std. Error	t value
(Intercept)	8.1307	3.9383	2.0645
aperung.1	-0.0617	0.0141	-4.3682
nstat210bf	0.8433	0.1696	4.9721
nstat210	0.5914	0.1435	4.1203
ef.dist	1.2014	0.1794	6.6962
SINASP	-1.3544	0.4056	-3.3391
DEG05	0.0461	0.0131	3.5331

Null Deviance: 1386.294 on 999 degrees of freedom

Residual Deviance: 860.9166 on 993 degrees of freedom

Number of Fisher Scoring Iterations: 4

Correlation of Coefficients

	(Intercept)	aperung.1	nstat210bf	nstat210	ef.dist	SINASP
aperung.1	-0.9548					
nstat210bf	0.0031	-0.0191				
nstat210	-0.0717	0.0121	-0.5891			
ef.dist	-0.2174	0.3160	-0.0097	-0.0303		
SINASP	0.0024	0.0917	-0.0450	-0.1008	0.1532	
DEG05	-0.5204	0.2550	0.0187	0.1603	-0.3337	-0.4324

Analysis of Deviance Table

Binomial model

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev
NULL			999	1386.294
aperung.1	1	274.0913	998	1112.203
nstat210bf	1	133.0945	997	979.109
nstat210	1	16.7694	996	962.339
ef.dist	1	84.8233	995	877.516
SINASP	1	4.3419	994	873.174
DEG05	1	12.2573	993	860.917

Lärchenmodell 1985

(GLM, logistisch)

Deviance Residuals

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.4568	-0.7223	-0.0012	0.7568	2.4460

Coefficients

	Value	Std. Error	t value
(Intercept)	77.6942	29.9338	2.595535
hoe210	0.0223	0.0052	4.267205
nstat210la	0.6560	0.0522	12.570601
THRTSS05	-0.2918	0.1074	-2.716889

Null Deviance: 1386.294 on 999 degrees of freedom

Residual Deviance: 926.5351 on 996 degrees of freedom

Number of Fisher Scoring Iterations: 4

Correlation of Coefficients

	(Intercept)	hoe210	nstat210la
hoe210	-0.2985		
nstat210la	-0.3922	0.1319	
THRTSS05	-1.0000	0.2925	0.3864628

Analysis of Deviance Table

Binomial model

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev
NULL			999	1386.294
hoe210	1	97.0090	998	1289.285
nstat210la	1	355.0626	997	934.223
THRTSS05	1	7.6876	996	926.535

Lärchenmodell 1995

(GLM, logistisch)

Deviance Residuals

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.4841	-0.6384	0.0004	0.7417	2.6407

Coefficients

	Value	Std. Error	t value
(Intercept)	-24.8219	6.8460	-3.6257
ho1.ref	0.0069	0.0029	2.3613
wind.1	0.1013	0.0460	2.2038
hoe210alle	0.0199	0.0033	5.9434
nstat210la	0.4136	0.0587	7.0417
SINASP	-0.8398	0.3952	-2.1249
DEG05	0.0644	0.0175	3.6771

Null Deviance: 1386.294 on 999 degrees of freedom

Residual Deviance: 913.8795 on 993 degrees of freedom

Number of Fisher Scoring Iterations: 4

Correlation of Coefficients

	(Intercept)	ho1.ref	wind.1	hoe210alle	nstat210la	SINASP
ho1.ref	-0.9711					
wind.1	0.3895	-0.4616				
hoe210alle	-0.3074	0.3507	0.0899			
nstat210la	0.2472	-0.2073	-0.0758	-0.4530		
SINASP	0.3042	-0.2057	0.0652	-0.1859	0.2646	
DEG05	-0.5338	0.3281	-0.1284	-0.0912	-0.3025	-0.5783

Analysis of Deviance Table

Binomial model

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev
NULL			999	1386.294
ho1.ref	1	4.0466	998	1382.248
wind.1	1	39.2442	997	1343.004
hoe210alle	1	325.7468	996	1017.257
nstat210la	1	88.8316	995	928.425
SINASP	1	0.0003	994	928.425
DEG05	1	14.5454	993	913.880

Lärchenmodell 2005

(GLM, logistisch)

Deviance Residuals

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.2361	-0.8558	0.0781	0.8416	2.3833

Coefficients

	Value	Std. Error	t value
(Intercept)	511.2838	70.2538	7.2777
lawinen.1	-0.0238	0.0097	-2.4504
nstat210	0.3227	0.1363	2.3675
nstat350	0.2293	0.0960	2.3880
hoe05.ef	0.0037	0.0010	3.7337
CURV.PLAN	0.0171	0.0081	2.1153
DEG05	0.0800	0.0132	6.0660
ROS05	-1.8850	0.2522	-7.4728

Null Deviance: 1386.294 on 999 degrees of freedom

Residual Deviance: 1038.917 on 992 degrees of freedom

Number of Fisher Scoring Iterations: 4

Correlation of Coefficients

	(Intercept)	lawinen.1	nstat210	nstat350	hoe05.ef	CURV.PL	DEG05
lawinen.1	0.1698						
nstat210	0.0528	0.0394					
nstat350	-0.0562	-0.0566	-0.5573				
hoe05.ef	0.1688	-0.2862	0.0113	0.0243			
CURV.PLAN	0.0903	0.1816	-0.0364	-0.0547	0.0824		
DEG05	-0.4240	-0.2061	0.0244	-0.0259	-0.1327	-0.1606	
ROS05	-0.9998	-0.1672	-0.0540	0.0557	-0.1699	-0.0879	0.4076

Analysis of Deviance Table

Binomial model

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev
NULL			999	1386.294
lawinen.1	1	7.6983	998	1378.596
nstat210	1	40.1769	997	1338.419
nstat350	1	31.2999	996	1307.119
hoe05.ef	1	23.3348	995	1283.784
CURV.PLAN	1	14.8004	994	1268.984
DEG05	1	168.4583	993	1100.526
ROS05	1	61.6083	992	1038.917

Modell Gesamte Aufforstung 1985

(GLM, logistisch)

Deviance Residuals

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.4641	-0.7406	-0.0178	0.7679	2.5380

Coefficients

	Value	Std. Error	t value
(Intercept)	230.2789	46.4990	4.9523
ho1.ref	0.0103	0.0029	3.5311
winterap.1	0.0188	0.0069	2.7421
hoe210alle	0.0918	0.0074	12.4272
ef.dist	-2.9475	0.6074	-4.8525
ROS05	-0.8930	0.1674	-5.3347

Null Deviance: 1386.294 on 999 degrees of freedom

Residual Deviance: 951.0341 on 994 degrees of freedom

Number of Fisher Scoring Iterations: 4

Correlation of Coefficients

	(Intercept)	ho1.ref	winterap.1	hoe210alle	ef.dist
ho1.ref	-0.1598				
winterap.1	0.0134	-0.3253			
hoe210alle	-0.2013	0.5665	-0.0443		
ef.dist	0.2264	0.2486	-0.2340	-0.0873	
ROS05	-0.9890	0.0153	0.0376	0.1247	-0.2939

Analysis of Deviance Table

Binomial model

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev
NULL			999	1386.294
ho1.ref	1	9.1941	998	1377.100
winterap.1	1	14.4866	997	1362.614
hoe210alle	1	327.1517	996	1035.462
ef.dist	1	52.8502	995	982.612
ROS05	1	31.5776	994	951.034

Modell Gesamte Aufforstung 1995

(GLM, logistisch)

Deviance Residuals

Min	1Q	Median	3Q	Max
-3.0665	-0.7267	0.0263	0.7431	4.4917

Coefficients

	Value	Std. Error	t value
(Intercept)	260.4589	45.3058	5.7489
lawwerk.1	-0.5361	0.2482	-2.1600
hoe210alle	0.0367	0.0032	11.3837
ef.dist	-1.6127	0.2836	-5.6872
THRROS05	-0.9173	0.1610	-5.6973

Null Deviance: 1386.294 on 999 degrees of freedom

Residual Deviance: 905.3605 on 995 degrees of freedom

Number of Fisher Scoring Iterations: 5

Correlation of Coefficients

	(Intercept)	lawwerk.1	hoe210alle	ef.dist
lawwerk.1	-0.0510			
hoe210alle	-0.2317	0.0140		
ef.dist	-0.0217	0.0370	-0.0942	
THRROS05	-0.9999	0.0497	0.2303	0.0061

Analysis of Deviance Table

Binomial model

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev
NULL			999	1386.294
lawwerk.1	1	6.8881	998	1379.406
hoe210alle	1	368.2228	997	1011.183
ef.dist	1	61.3782	996	949.805
THRROS05	1	44.4448	995	905.360

Modell Gesamte Aufforstung 2005

(GLM, logistisch)

Deviance Residuals

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.2143	-0.9609	0.1802	0.8886	3.1526

Coefficients

	Value	Std. Error	t value
(Intercept)	351.9003	56.2379	6.2574
hoe05.ef	0.0043	0.0010	4.1646
ef.dist	1.6730	0.2913	5.7428
nstat210	0.4843	0.1105	4.3837
ROS05	-1.2864	0.2026	-6.3484

Null Deviance: 1386.294 on 999 degrees of freedom

Residual Deviance: 1130.305 on 995 degrees of freedom

Number of Fisher Scoring Iterations: 4

Correlation of Coefficients

	(Intercept)	hoe05.ef	ef.dist	nstat210
hoe05.ef	0.0658			
ef.dist	-0.5075	-0.1489		
nstat210	0.0440	0.0648	0.0877	
ROS05	-1.000	-0.0680	0.5016	-0.0473

Analysis of Deviance Table

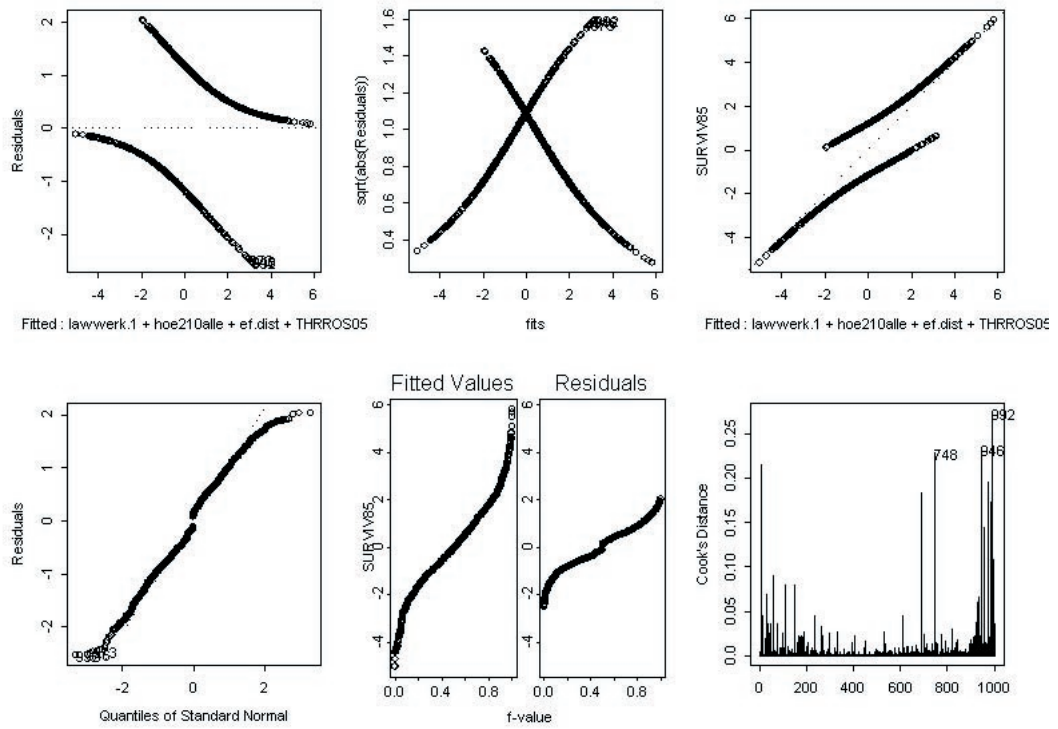
Binomial model

Terms added sequentially (first to last)

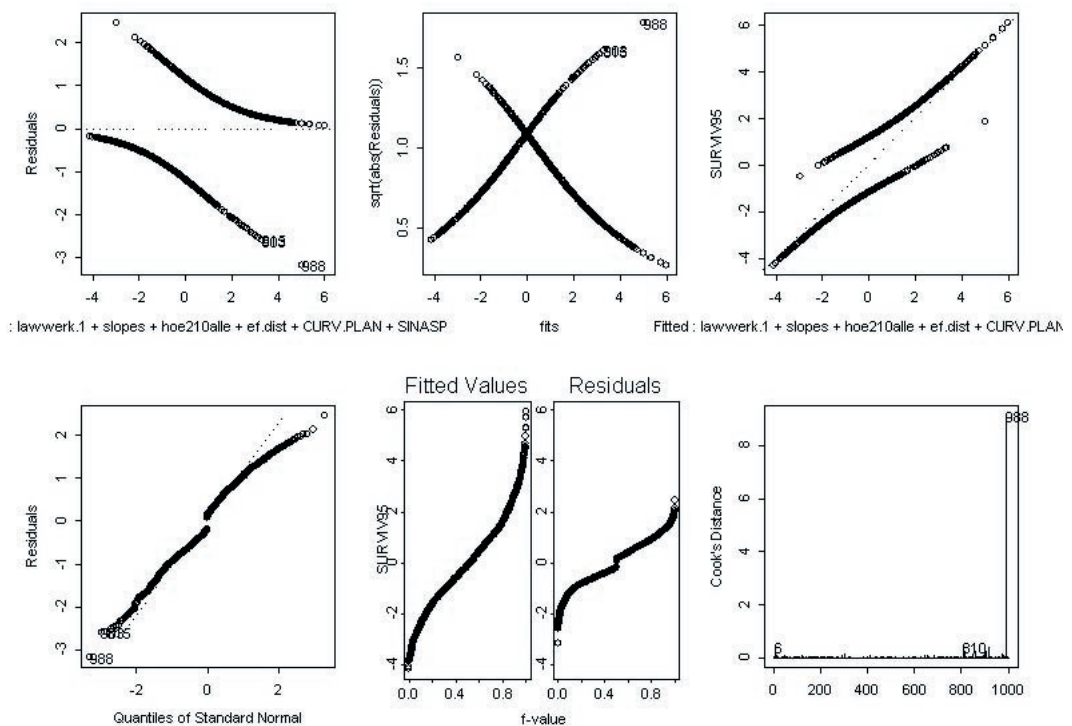
	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev
NULL			999	1386.294
hoe05.ef	1	41.0915	998	1345.203
ef.dist	1	149.4883	997	1195.715
nstat210	1	19.5488	996	1176.166
ROS05	1	45.8612	995	1130.305

B.3 Residuenanalyse

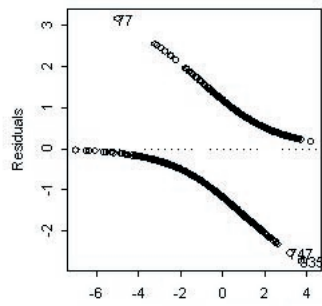
Residuenplots Arvenmodell 1985



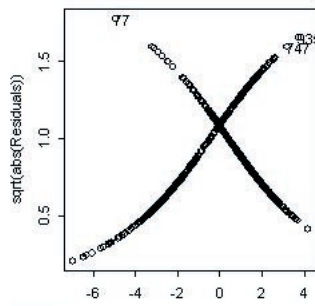
Residuenplots Arvenmodell 1995



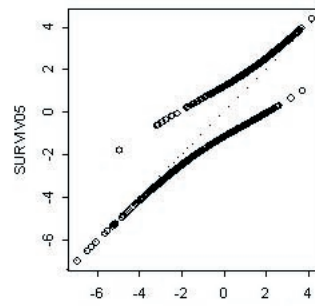
Residuenplots Arvenmodell 2005



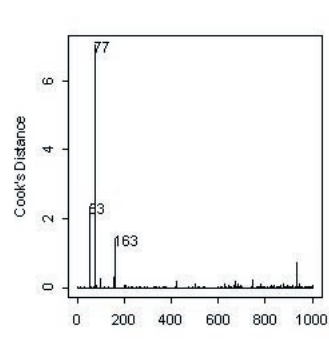
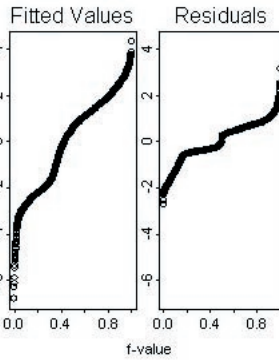
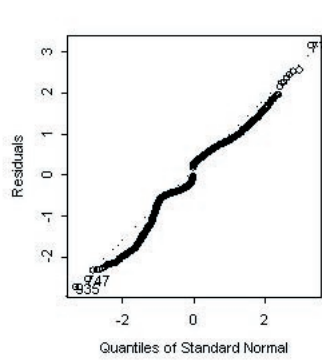
ho1.ref + hoe05.ef + CURV.PLAN + SINASP + DEG05 + THRROS05



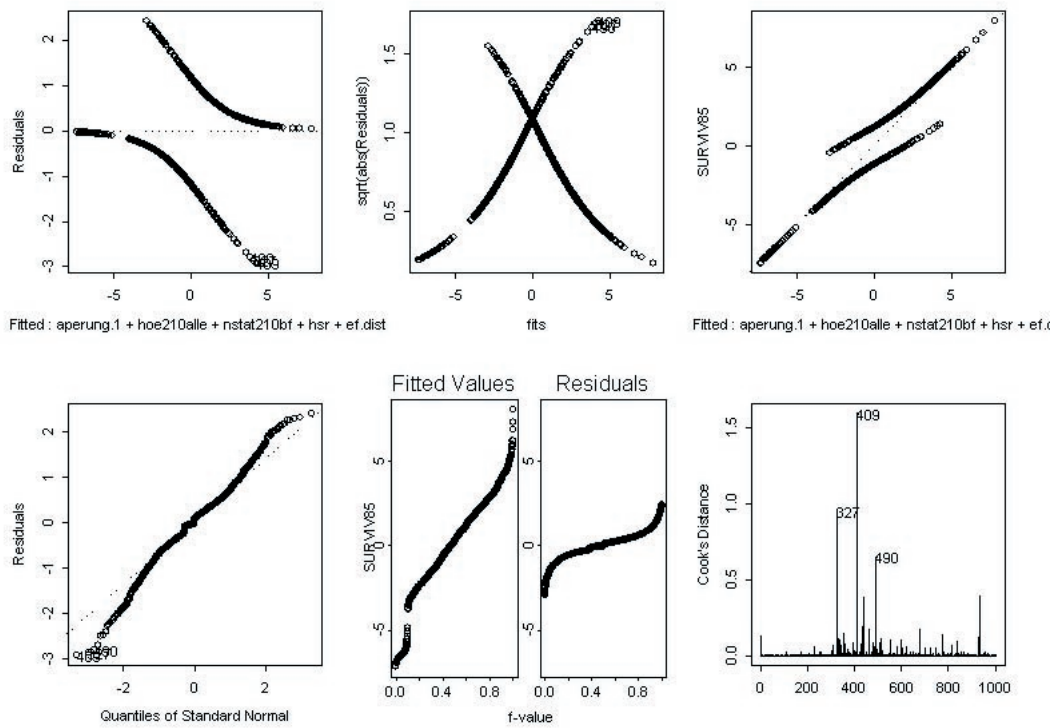
fits



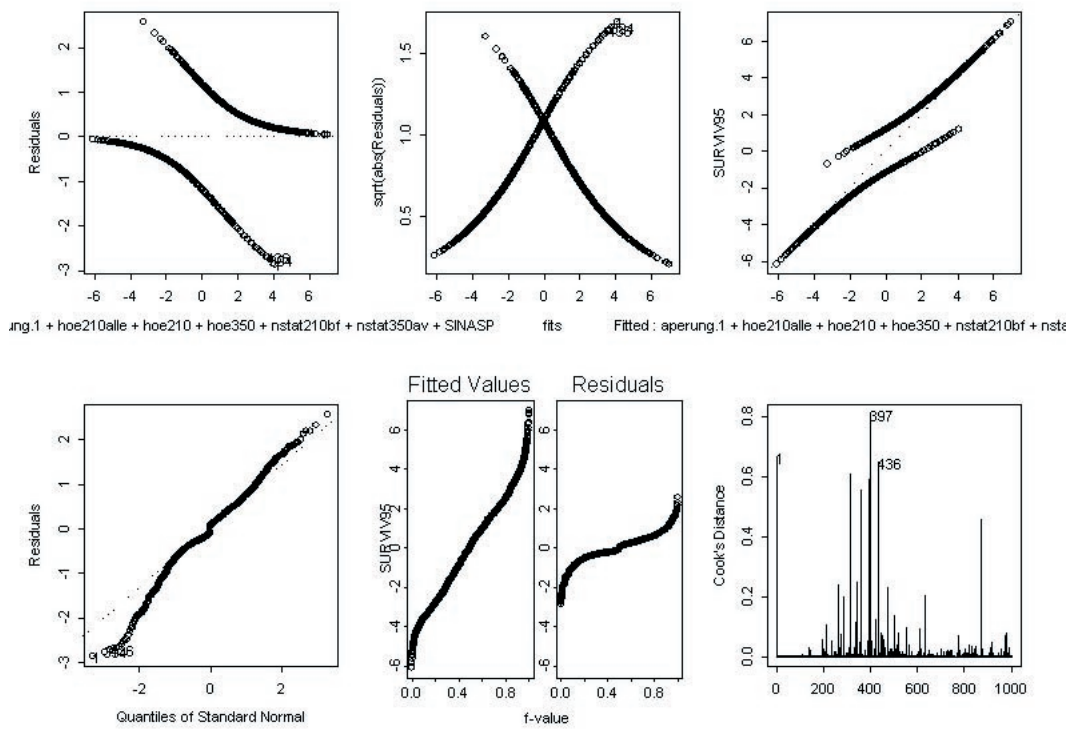
Fitted : ho1.ref + hoe05.ef + CURV.PLAN + SINASP + DEG05 + TI



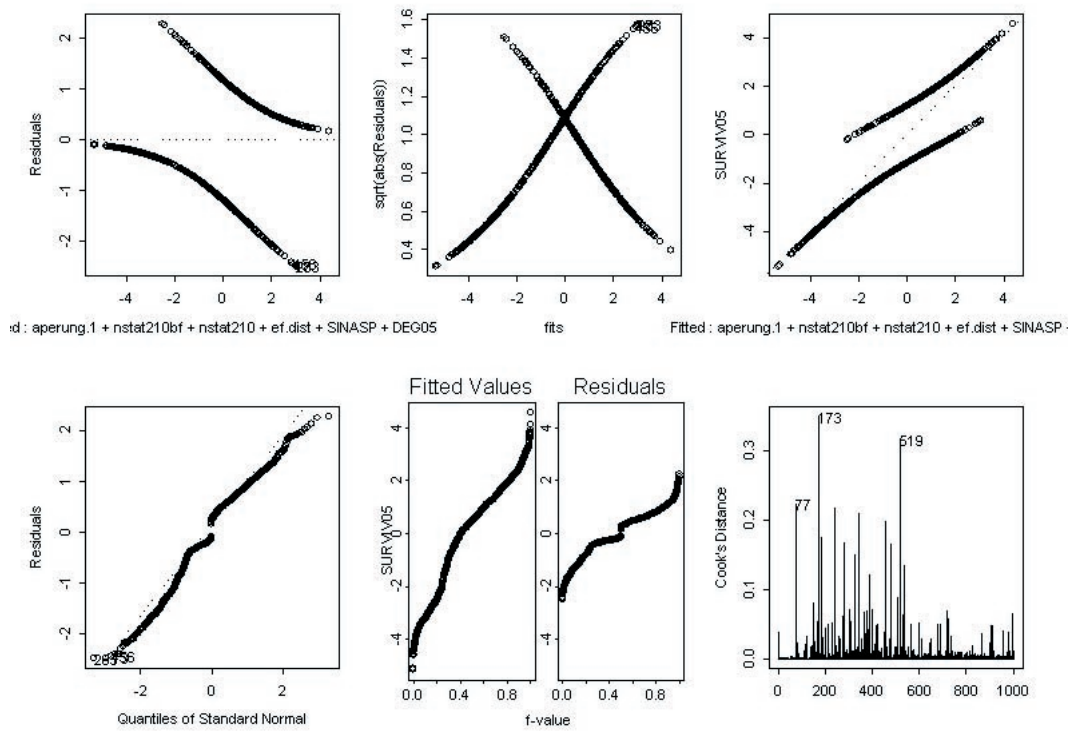
Residuenplots Bergföhrenmodell 1985



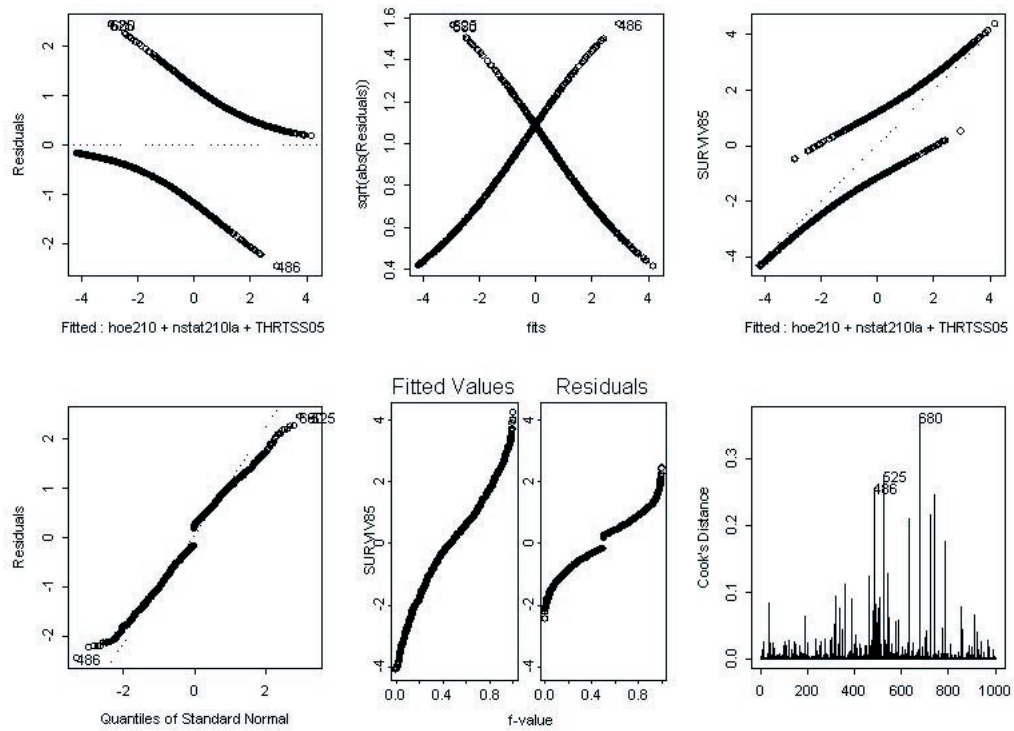
Residuenplots Bergföhrenmodell 1995



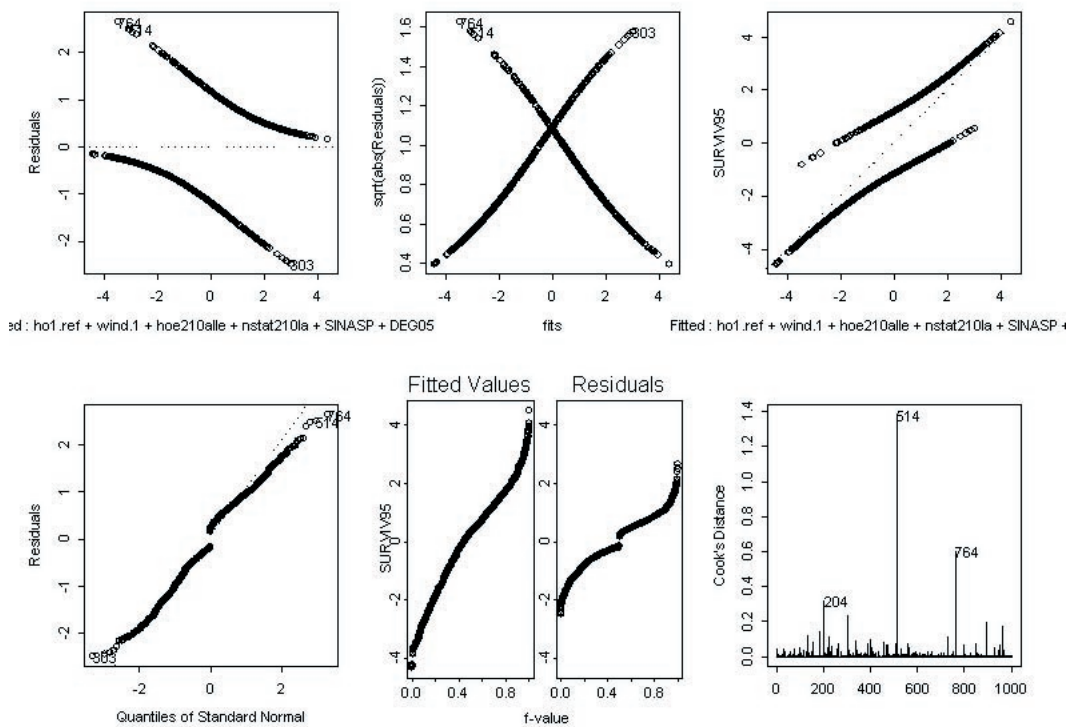
Residuenplots Bergföhrenmodell 2005



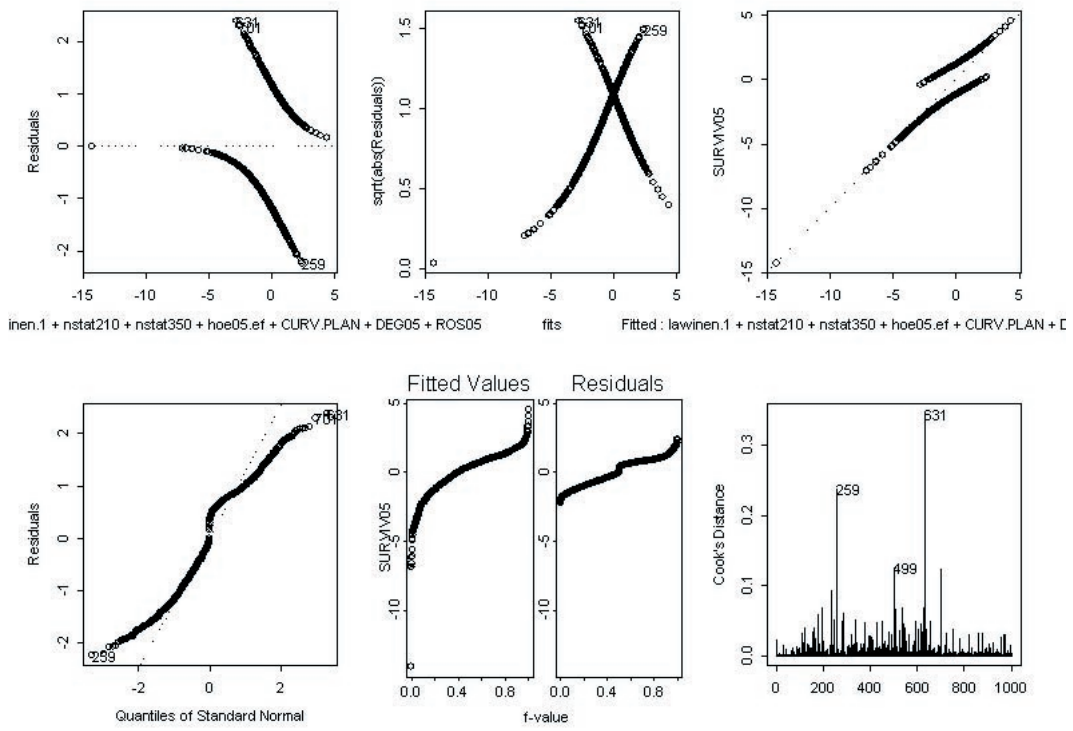
Residuenplots Lärchenmodell 1985



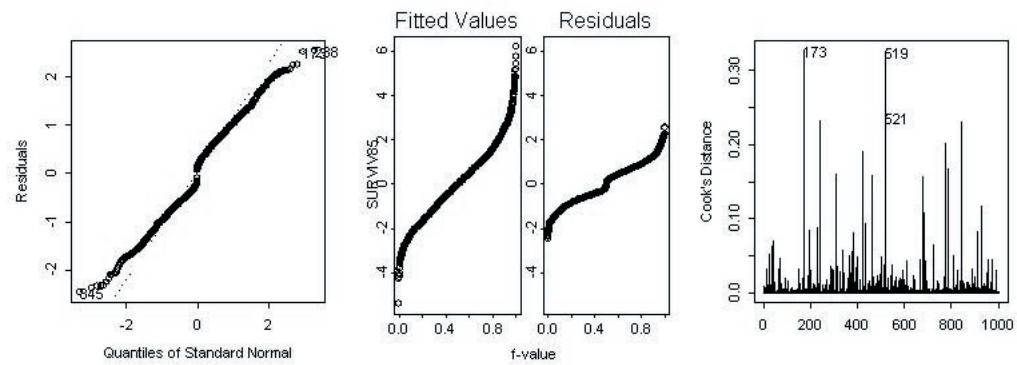
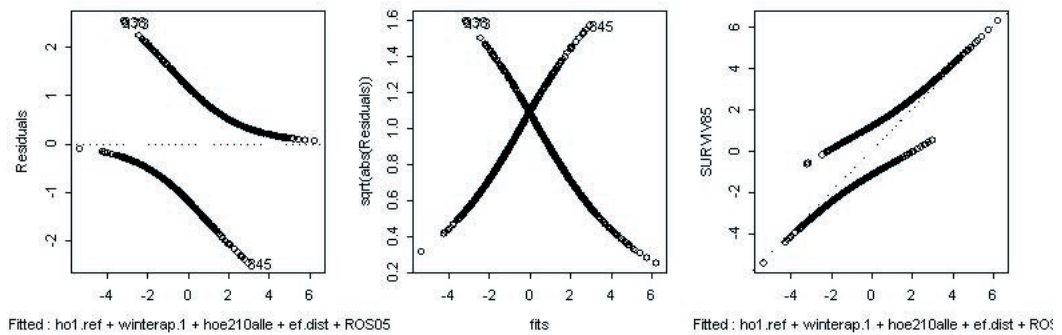
Residuenplots Lärchenmodell 1995



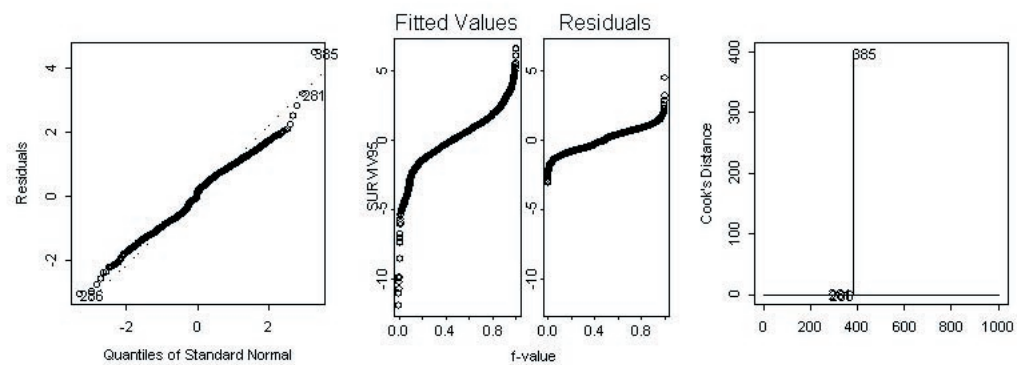
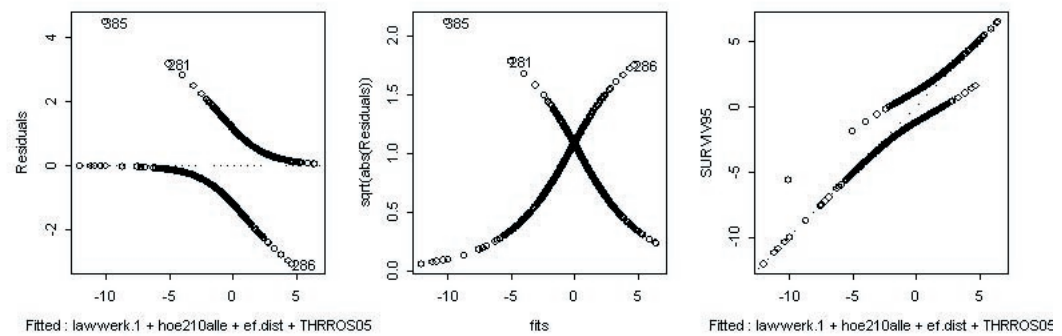
Residuenplots Lärchenmodell 2005



Residuenplots Modell Gesamte Aufforstung 1985



Residuenplots Modell Gesamte Aufforstung 1995



Residuenplots Modell Gesamte Aufforstung 2005

