Zusammenhang zwischen Vegetation und Relief in alpinen Einzugsgebieten des Wallis (Schweiz).
Ein multiskaliger GIS- und Fernerkundungsansatz.

Dissertation

zur

Erlangung des Doktorgrades (Dr. rer. nat.)

der

Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät

der

Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

vorgelegt von

Bianca Hörsch

aus

Siegburg

Bonn, Oktober 2001

Angefertigt mit Genehmigung der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

1. Referent: Prof. Dr. M. Winiger

2. Referent: Prof. Dr. R. Dikau

Tag der Promotion:

Frühlingsgruß

Es steht ein Berg in Feuer,

In feurigem Morgenbrand,

Und auf des Berges Spitze

Ein Tannbaum überm Land.

Und auf dem höchsten Wipfel

Steh ich und schau vom Baum,

O Welt, du schöne Welt, du,

Man sieht dich vor Blüten kaum!

(Joseph von Eichendorff)

Inhaltsverzeichnis

A EINFÜHRUNG UND UNTERSUCHUNGSGEBIET 1

A1 Problemstellung, Forschungsstand und Lösungsansatz 1
A1.1 Problemstellung, Ziele 2
A1.2 Stand der Forschung 5
A1.3 Innovationen der vorliegenden Arbeit 19
A1.4 Vorgehensweise und struktureller Aufbau der vorliegenden Arbeit 20
A1.5 Multiskaliger Ansatz 22

A2 Das Untersuchungsgebiet 25
A2.1 Allgemeine geographische Lage des Untersuchungsgebietes, Topographie 25
A2.2 Klima 27
A2.3 Geologie 31
A2.4 Böden 33
A2.5 Geomorphologie 34
A2.6 Hydrologie 35
A2.7 Kulturlandschaftliche Charakteristika 36
A2.8 Vegetation 38

B VEGETATIONSÖKOLOGISCHE GRUNDLAGEN 41

B1 Entstehung der Alpenflora 41
B1.1 Tertiärflora 41
B1.2 Flora der Eiszeiten 41
B1.3 Flora der Nacheiszeit 41

B2 Abiotische und biotische Standortfaktoren der Vegetationsverteilung im Hochgebirge 43
B2.1 Klima und Wasserhaushalt 45
B2.2 Geologie und Böden 49
B2.3 Geomorphologische Prozesse 50
B2.4 Anthropozoogene Einflüsse 52

B3 Das Relief und die Standortfaktoren der Vegetation 57
B3.1 Das Relief und die abiotischen Faktoren 57
B3.2 Das Relief und die biotischen Faktoren 59

B4 Vegetations-Höhenstufen und das Problem der Waldgrenze 62
B4.1 Höhenstufen alpiner Vegetation 62
B4.2 Das Problem der Waldgrenze 64

C DATENBASIS, VERARBEITUNGSMETHODEN UND GIS-INTEGRATION 67

C1 Thematische Karten 67
C1.1 Pixelkarte 67

C1.2 Vereinfachte Geotektonische Karte der Schweiz, BFS GEOSTAT 68
C1.3 Digitale Bodeneignungskarte der Schweiz, BFS GEOSTAT 68

C2 Die Vegetation 69
C2.1 Bestehende Klassifikationen, Kartenwerke und Statistiken mit Bezug zur vorliegenden Arbeit 71
C2.2 Der hierarchische Klassifikationsschlüssel nach DELARZE et al. (1999) 73
C2.3 Fernerkundungsdaten und Vor-Prozessierung 74
C2.4 Feldkampagnen: Datenerhebung und Kartierung 83
C2.5 Integration von Feld- und Fernerkundungsdaten 86

C3 Das Relief 92
C3.1 Pixelbasierte Ansätze: Reliefparameter 93
C3.2 Objektbasierte Ansätze: Reliefklassifikation 100

D DIE VEGETATION IM UNTERSUCHUNGSGEBIET AUF VERSCHIEDENEN RÄUMLICHEN SKALEN 104

D1 Satellitenbasierter Ansatz 104
D1.1 Allgemeine Beschreibung, Querprofil 104
D1.2 Diskussion und Flächenbilanz 105

D2 Luftbild-und kartierungsbasierter Ansatz 107
D2.1 Allgemeine Beschreibung 107
D2.2 Diskussion der Methodik 108

D3 Vergleich von Satelliten- und Luftbildansatz 111

D4 Die Vegetationskarte 116

D5 Aktualität der Karte und Dynamik der Vegetation: Lawinen, geomorphologische Prozesse und menschlicher Einfluß im Untersuchungs(zeit)raum 121

D6 Ableitung einer Hemerobiekarte 124

E DER ZUSAMMENHANG ZWISCHEN VEGETATION UND RELIEF 129

E1 Deskriptive Statistik und Flächenbilanzen 131
E1.1 Topographie und Relief 131
E1.2 Vegetation und Relief 133

E2 Statistische Zusammenhangmaße 155
E2.1 Kontingenztafeln 155
E2.2 Hauptkomponentenanalyse 158
E2.3 Normierte t-Werte 161

E3 Verbreitungsmodellierung einzelner Vegetationsverbände 166
E3.1 Vegetationsmodelle, Variablenskalierung und Modellauswahl 166

E3.2 Evaluation der Modellgenauigkeit 168
E3.3 Klassifikations- und Regressionsbäume (CART) 170
E3.4 Parallel-Epiped-Klassifikatoren (PPD) 175

F SCHLUßFOLGERUNGEN UND AUSBLICK 196

F1 Potentiale und Grenzen von Fernerkundungsdaten für die geobotanisch-pflanzensoziologische Vegetationskartierung im Hochgebirge 196

F2 Deskriptiv-statistische Untersuchung der Zusammenhänge zwischen Vegetation und Relief 200

F3 Analytisch-statistische Untersuchung der Zusammenhänge zwischen Vegetation und Relief 203

F4 Eignung der Reliefklassifikationsverfahren für die vegetationskundliche Habitatstrukturierung 206

F5 Potential ausschließlich verwendeter Reliefparameter für die Indikation natürlicher und anthropogener Standortfaktoren in der Modellierung von Vegetationshabitaten 208

F6 Auswirkungen der räumlichen Datenauflösung und damit verbundener Skalen auf die Analyse der Zusammenhänge zwischen Habitat- und Reliefstruktur 213

G LITERATUR, KARTEN UND SONSTIGE QUELLEN

H ANHANG

I DANKSAGUNG

ZUSAMMENFASSUNG/ABSTRACT

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Wirkungsgefüge der Standortbedingungen für die Vegetationsverteilung. 3
Abb. 2: Struktureller Aufbau der vorliegenden Arbeit. 21
Abb. 3: Objekt- und Daten-Skalen der vorliegenden Arbeit. 23
Abb. 4: Lage des Untersuchungsgebietes. 25
Abb. 5: Das Lötschen- und Rhônetal 26
Abb. 6: Das Turtmanntal. 26
Abb. 7: Langjähriger Niederschlag, Ried (1901-1995). 30
Abb. 8: Querprofil durch das Aar-Massiv im Querschnitt Kandertal – Lötschental – Rhônetal. 32
Abb. 9: Tektonische Karte zwischen Val de Zinal u. Mattertal. 33
Abb. 10: Die 4 Hauptphasen der Landnutzung nach SCHROEDER seit prähistorischer Zeit. 54
Abb. 11: Vergleich der Höhenstufen von SCHMIDT 1969, LANDOLT 1992, ZOLLER 1995 63
Abb. 12: Ablaufdiagramm für den Einsatz und die Integration der Fernerkundungsdaten. 76
Abb. 13: Spektrale Eigenschaften gesunder, grüner Vegetation nach JENSEN 77
Abb. 14: Landsat TM im Lötschental vor und nach der radiometrischen Korrektur. 80
Abb. 15: Flächendeckende Kartierung des Gletschervorfeldes im Turtmanntal. 86
Abb. 16: Eingabemaske für Standorteigenschaften und zugehörige Arten der Datenbank. 88
Abb. 17: Muster-Erkennung für die Baum-Extraktion. 90
Abb. 18: Trennung zwischen Rasen- und Zwergstrauchflächen durch Segmentierungs-Verfahren 91
Abb. 19: Häufigkeitsverteilung der Expositionsberechnung in drei Software-Paketen 94
Abb. 20: Fehler im DHM25. 95
Abb. 21: Formelemente nach DIKAU (1988) im Augsttälli/Turtmanntal. 103
Abb. 22: Querprofil durch das Lötschental auf der Höhe von Blatten . 105
Abb. 23: Vergleich der Waldflächen aus satelliten- und luftbildbasiertem Ansatz 114
Abb. 24: Flächenbilanz der aggregierten Klassen nach der Gesamtfläche und den 3 Einzeltälern. 118
Abb. 25: Lawinenschäden im Lötschental. 122
Abb. 26: Flächenanteile der Hemerobiestufen an der bewachsenen Fläche 127
Abb. 27: Auflösungsproblematik beim Verschneiden der Vegetations- und Reliefdaten. 129
Abb. 28: Ablaufschema für die Analyse des Zusammenhangs zwischen Vegetation und Relief. 130
Abb. 29: Häufigkeitsverteilung von Hangneigungsklassen je Höhenklasse 131
Abb. 30: Häufigkeitsverteilung von Expositionsklassen je Höhenklasse. 132
Abb. 31: Verteilungsmaße der Höhe der Vegetationsverbände. 134
Abb. 32: Verteilung der 12 aggregierten Vegetationsklassen auf 5 Höhenstufen in den 3 Tälern. 135
Abb. 33: Waldfläche am Lötschentaler Sonnhang im Vergleich zwischen 1927 und 1995 137
Abb. 34: Längsprofil des Waldgrenzökotons im Untersuchungsgebiet. 139
Abb. 35: Höhenamplitude exemplarischer Charakterarten in Lötschen- und Turtmanntal 140
Abb. 36: Verteilung der 8 Haupt-Expositionen auf die Vegetationsverbände. 141
Abb. 37: Verbands-Höhengrenzen in Abhängigkeit von der Exposition im Längsprofil 142
Abb. 38: Ökogramm der Flaumeichenwälder. 143
Abb. 39: Ökogramm der Grünerlengebüsche 143
Abb. 40: Ökogramm des Krummseggenrasens 144

Abb. 41: Verteilungsmaße der Hangneigung für die 52 Vegetationsverbände. 145
Abb. 42: Skalenproblematik bei der Erfassung der Standortparameter 146
Abb. 43: Prozentuale Verteilung der Vegetationsverbände auf 8 Einstrahlungsklassen 147
Abb. 44: Kapazitäten und Grenzen des Aktivitätsindex überlagert auf die Vegetationskarte 148
Abb. 45: Visueller Vergleich der Vegetationskarte mit Formelementen 150
Abb. 46: Häufigkeitsverteilung der Vegetationsverbände auf 3 hydrol. Einheiten aus SARA 151
Abb. 47: Häufigkeitsverteilung der Vegetationsverbände auf 9 Formelemente nach DIKAU 152
Abb. 48: Skalenproblematik beim Vergleich der Eignung von Reliefparametern 164
Abb. 49: Beispiel eines Entscheidungsbaums (CART). 170
Abb. 50: Vergleich von CART-Modell und realer Verbreitung des Vaccinio-Piceion 173
Abb. 51: Parallel-Epiped-Klassifikator mit +/- 1 Standardabweichung. 175
Abb. 52: ROC-Plot für 6 verschiedene Nadelwald-Modelle. 178
Abb. 53: Modell und Realität der Nadelwaldverteilung im Lötschental. 180
Abb. 54: Modell und Realität der Nadelwaldverteilung im Turtmanntal. 180
Abb. 55: Modell und Realität der Flaumeichen-Bergföhrenwälder. 183
Abb. 56: Modell und Realität der Grünerlengebüsche. 185
Abb. 57: Ökogramm-Schemata des Borstgras- und Krummseggenrasens und Indizierung durch den PPD-Box-Klassifikator. 186
Abb. 58: Modell und Realität der Schneetälchenvegetation im Augsttälli. 188
Abb. 59: Modell und Realität der Fettwiesen und -weiden im Lötschental. 190
Abb. 60: Modell und Realität der Vorwaldgesellschaften des Corylo-Populion in Ober-/Unterems. 192
Abb. 61: Modell und tatsächliche Lage der histor. und aktuellen Siedlungsplätze im Lötschental. 193
Abb. 62: ROC-Plot aller CART- und PPD-Modelle 194

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Übersicht über einige Modellierungsansätze der Vegetation zwischen 1980 und 2001. 14
Tab. 2: Jahresmittel für Niederschlag (N) und Temperatur (T) im Oberwallis 27
Tab. 3: Temperatur in Kippel bzw. Ried/Lötschental 1901-1995. 29
Tab. 4: Niederschlag in Ried/Lötschental 1901-1995. 30
Tab. 5: Flächen-Statistik der Ortschaften im Untersuchungsgebiet 37
Tab. 6: Statistik der Einwohner und Erwerbssituation der Ortschaften im Untersuchungsgebiet 38
Tab. 7: Niederschlagsmengen in verschiedener Höhe der Schweizer Alpen 47
Tab. 8: Die Abhängigkeit der Arten vom Säuregehalt des Ausgangsgesteins 49
Tab. 9: Biogeographische, klimatische und geomorphologische Gliederungen der Schweiz 71
Tab. 10: Stärken und Schwächen verschiedener Aufnahmetechniken 75
Tab. 11: Verwendete Satellitendaten und ihre Eigenschaften 78
Tab. 12: Endgültige Kanäle für die Satellitendaten-Klassifikation. 87
Tab. 13: Definition der Höhenstufen für die vorliegende Arbeit 94
Tab. 14: Hangneigungsklassen und ihre Bedeutung für die Landwirtschaft 96
Tab. 15: Kopplung zwischen Reliefparametern und Standortfaktoren. 100
Tab. 16: Zielklassen der Trainingsgebietserhebung im Gelände. 104
Tab. 17: Flächenanteile der satellitenbasierten Vegetationskarte 106
Tab. 18: Hierarchischer Schlüssel der Vegetationsverbände in der Vegetationskarte. 107
Tab. 19: Konfusionsmatrix der Klassifikation mit den Kontrollpunkten. 111
Tab. 20: Flächenstatistik aufgrund der Satellitenklassifikation und Vergleich mit realen Flächengrößen aus der luftbild- und kartierungsbasierten Vegetationskarte. 112
Tab. 21: Flächenbilanz der 52 Vegetationsverbände der Vegetationskarte 117
Tab. 22: System der Hemerobiegrade und Kriterien für die Bewertung 125
Tab. 23: Flächenanteile der Hemerobiestufen an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes und an der Fläche der 3 Talabschnitte. 126
Tab. 24: Land- und forstwirtschaftliche Nutzung in Abhängigkeit von der Hangneigung 128
Tab. 25: Vergleich der Waldflächenanteile in 4 Höhenstufen des Lötschentals 1938 und 1998 136
Tab. 26: Struktur einer Kontingenztafel 155
Tab. 27: Zusammenhang der verwendeten Reliefparameter und Reliefklassifikationen mit der Vegetation 156
Tab. 28: Eigenwerte und Eigenmatrix mit Komponentenladungen für die Krummseggenrasen und die Grünerlengebüsche 159
Tab. 29: Eigenwerte und Eigenmatrix mit Komponentenladungen für die Fettwiesen und die Flaumeichen-Bergföhrenwälder 160
Tab. 30: Eignung der Reliefparameter für die Abgrenzung der jeweiligen Vegetationseinheit von den übrigen Verbänden auf einer Skala von 0 bis 100. 163
Tab. 31: Variablenskalierung und Vegetationsmodelle 167
Tab. 32: Allgemeine Form einer Konfusionsmatrix. 169
Tab. 33: Gütemaße für Vegetationsmodelle. 169
Tab. 34: Modellgenauigkeit des CART-Gesamtmodells 172

Tab. 35: Modellgenauigkeit des CART-Modells der 7 Oberklassen 174
Tab. 36: Ober- und Untergrenzen einiger Reliefvariablen für Nadelwald mit SD= 1.7 177
Tab. 37: Sensitivity und Specificity der Modelle für Vaccinio-Piceion und Larici-Pinetum cembrae 182
Tab. 38: Grenzwerte des Flaumeichenmodells. 182
Tab. 39: Gütemaße der Modellierung des Flaumeichenmodells. 182
Tab. 40: Grenzwerte der Reliefvariablen des Grauerlenmodells. 184
Tab. 41: Sensitivity und Specificity des Grauerlenmodells. 184
Tab. 42: Grenzwerte der Reliefvariablen des Grünerlenmodells 184
Tab. 43: Grenzwerte der Reliefvariablen des Borstgrasrasenmodells (Lötschental). 186
Tab. 44: Grenzwerte der Reliefvariablen des Schneetälchenmodells 188
Tab. 45: Sensitivity und Specificity der beiden Fettwiesen-Modelle. 190
Tab. 46: Grenzwerte der Reliefvariablen der Siedlungen und Wüstungen. 192

Verzeichnis der Beilagen

Vegetationskarte Lötschental	1: 25.000, DIN A0
Vegetationskarte Turtmanntal	1: 25.000, DIN A0
Vegetationsformationen Lötschental und Lawinenschäden des Winters 1999	1: 25.000, DIN A0
Vegetationsformationen Turtmanntal und Lawinenschäden des Winters 1999	1: 25.000, DIN A0
Satellitenbasierte Vegetationskarte	1: 110.000, DIN A3
Hemerobiekarte	1: 110.000, DIN A3
Digitale Version der 6 Karten	CD-ROM, PDF

A Einführung und Untersuchungsgebiet

A1 Problemstellung, Forschungsstand und Lösungsansatz

Am 10.11.1998 wurde von den Vereinten Nationen das Jahr 2002 zum „International Year of the Mountains“ deklariert. Gleichzeitig wurde in Deutschland durch die Initiative "Wissenschaft im Dialog" von Bundesforschungsministerin Edelgard Bulmahn gemeinsam mit Forschungsorganisationen und dem Stifterverband das Jahr 2002 als das „Jahr der Geowissenschaften“ ausgerufen.

Die geowissenschaftliche Erforschung der Hochgebirge hat eine über 200-jährige Tradition und zählt unter anderem große Namen wie Alexander von Humboldt und Carl Troll zu ihren Begründern und Förderern. Dabei entwickelte sich die Betrachtung der Vegetation und Pflanzengeographie früh zu einem der Schwerpunkte der Hochgebirgsforschung. Schon 1807 erstellte Alexander von Humboldt für die Anden erste Vertikalprofile der Vegetation (HUMBOLDT 1807) und legte damit den Grundstein für die Vegetationsuntersuchung in Hochgebirgen. In seinen Reiseschilderungen der „Äquinoktialgegenden des Neuen Kontinents“ beschreibt er die (Diagramme der) Höhenzonierung der Vegetation im Hochgebirge wie folgt: “Die Veränderungen, welche sich bei diesen Phänomenen durch die geringere oder größere Erhebung über den Meeresspiegel ergeben, werden durch vierzehn Maßstäbe neben dem Profile der Anden-Ketten angezeigt. Jede Pflanzengruppe befindet sich an der Stelle, die ihr die Natur angewiesen hat, so daß man die wunderbare Mannigfaltigkeit [...] verfolgen kann.“ (ETTE 1999, S. 25).

Hochgebirgsregionen sind einerseits charakterisiert durch sensitive Ökosysteme, in denen extreme Klimaereignisse und Naturkatastrophen verstärkt auftreten; sie sind andererseits Konfliktregionen im Spannungsfeld zwischen ökonomischer Entwicklung für Tourismus, Energiegewinnung oder Verkehr und dem Schutz und Erhalt der natürlichen Umwelt. Speziell vor dem Hintergrund von Klimaveränderungen und anthropogen bedingten Eingriffen in das natürliche Gleichgewicht sind es gerade diese marginalen Lebensräume, die gegenüber äußeren Veränderungen hochsensibel reagieren. Da sie auf kleinstem Raum in vertikaler Abfolge eine Vielzahl hochdiverser Lebensräume aufweisen und gegenüber dem Flachland durch generell höhere Prozeßgeschwindigkeiten gekennzeichnet sind, stellen die Hochgebirge die idealen Untersuchungsräume im Hinblick auf die „Global Change“-Forschung dar. Ihrer Signifikanz für das ökosystemare Verständnis und den immer noch bestehenden Defiziten in ihrer Erforschung tragen die oben genannten Initiativen Rechnung.

Trotz vielfältiger Studien, die sich vor allem in den letzten 2-3 Jahrzehnten moderne Techniken Geographischer Informationssysteme und der Fernerkundung zu Nutze machen und die einerseits auf große flächendeckende Datensätze (z.B. Global AVHRR-NDVI oder SRTM) und andererseits auf immer höher auflösende kleinräumige Messungen zurückgreifen können, gilt es auch heute noch, die Wissenslücken in der Erforschung der Vegetationsökologie der Hochgebirge durch interdisziplinäre Ansätze zwischen den verschiedenen Fachdisziplinen der (Pflanzen-)Geographie, Botanik, der Pedologie und Klimatologie sowie der Geomorphologie zu schließen.

A1.1 Problemstellung, Ziele

Die Erforschung der komplexen Ursachen und topologisch-kausalen Zusammenhänge der räumlichen Vegetationsverteilung ist für das Verständnis von Hochgebirgs-Ökosystemen von zentraler Bedeutung, ist doch die Vegetation Indikator der natürlichen und anthropogen bedingten Standorteigenschaften. Angesichts der wissenschaftlichen und in den letzten Jahrzehnten verstärkt politisch flankierten Diskussion um drohende Klimaveränderungen, menschliche Eingriffe in natürliche Systeme, den Naturschutz sowie die Biodiversität von Lebensräumen, die es zu erforschen und zu schützen gilt (z.B. Convention on Biological Diversity UNCBD, Agenda 21, NATURA 2000), ist es Aufgabe der Grundlagenforschung auf dem Gebiet der Vegetations- bzw. Pflanzengeographie und –ökologie, vor allem in den sensitiven Hochgebirgsräumen, die als 'Hot Spots' der Biodiversität im Sinne 'globaler Prioritätsräume' (vgl. MESSERLI u. IVES 1997) hervortreten, die komplexen Zusammenhänge der Ökosysteme und ihrer Komponenten zu ergründen.

Die Hochgebirgslandschaft ist durch extreme Reliefeigenschaften geprägt. Für die Vegetationsverteilung ergibt sich daraus ein mosaikartiges „Patchwork"-Muster von Kleinstandorten, indem die großklimatischen und edaphischen Verhältnisse durch die Reliefparameter Höhe, Exposition, Hangneigung und Wölbung zu einer Vielzahl von mikroklimatisch verschiedenen Habitaten differenziert werden. Selbst in einer anthropogen überprägten Kulturlandschaft wie den Alpen ist das Relief auch für die Standorte quasi-natürlicher Vegetationseinheiten von übergeordneter Bedeutung. In seiner Funktion als Regler von z.T. anthropogen verstärkten (geomorphologischen) Prozessen übt das Relief großen Einfluß auf die Verteilungsmuster der Hochgebirgsvegetation aus. Viele geomorphologische Prozesse im Hochgebirge haben oft relativ kleine (z.B. Bergsturz) oder extrem große Zeitskalen (z.B. Moränenbildung). Da die aus ihnen resultierenden Formen jedoch eine größere zeitliche Persistenz aufweisen, können das Relief bzw. die Reliefformen nicht nur klimatische, edaphische, anthropogene oder ähnliche Standortfaktoren parametrisieren, sondern auch als Indikatoren der für die Vegetationsverteilung wichtigen Prozesse gelten. Als Folge daraus ergibt sich die Vegetation nicht als statische Größe, sondern sie unterliegt im Zusammenspiel der verschiedensten Standortfaktoren einem dynamischen Wandel.

Das komplexe Wirkungsgefüge von Standortfaktoren, das für die Vegetationsverteilung im Hochgebirge verantwortlich ist, wird in der Abb. 1 skizziert.

Obwohl die vollständige Erfassung des multidimensionalen Faktorengefüges der Vegetationsverteilung mit all seinen Verzweigungen und Rückkopplungen kaum möglich ist, wie es MOORE et al. (1991a, S. 60) formulieren mit „distinguishing cause from effect in such a model might be a difficult, if not impossible, task", erlaubt die obige Darstellung jedoch die Identifizierung wesentlicher Einflußfaktoren der Vegetationsverteilung und einen Überblick über grundlegende Zusammenhänge. Letztlich verdeutlicht sie den inhaltlichen Kontext der vorliegenden Arbeit, deren Schwerpunkte Vegetation und Relief den oberen und unteren Abschluß des dargestellten „Systems" bilden.

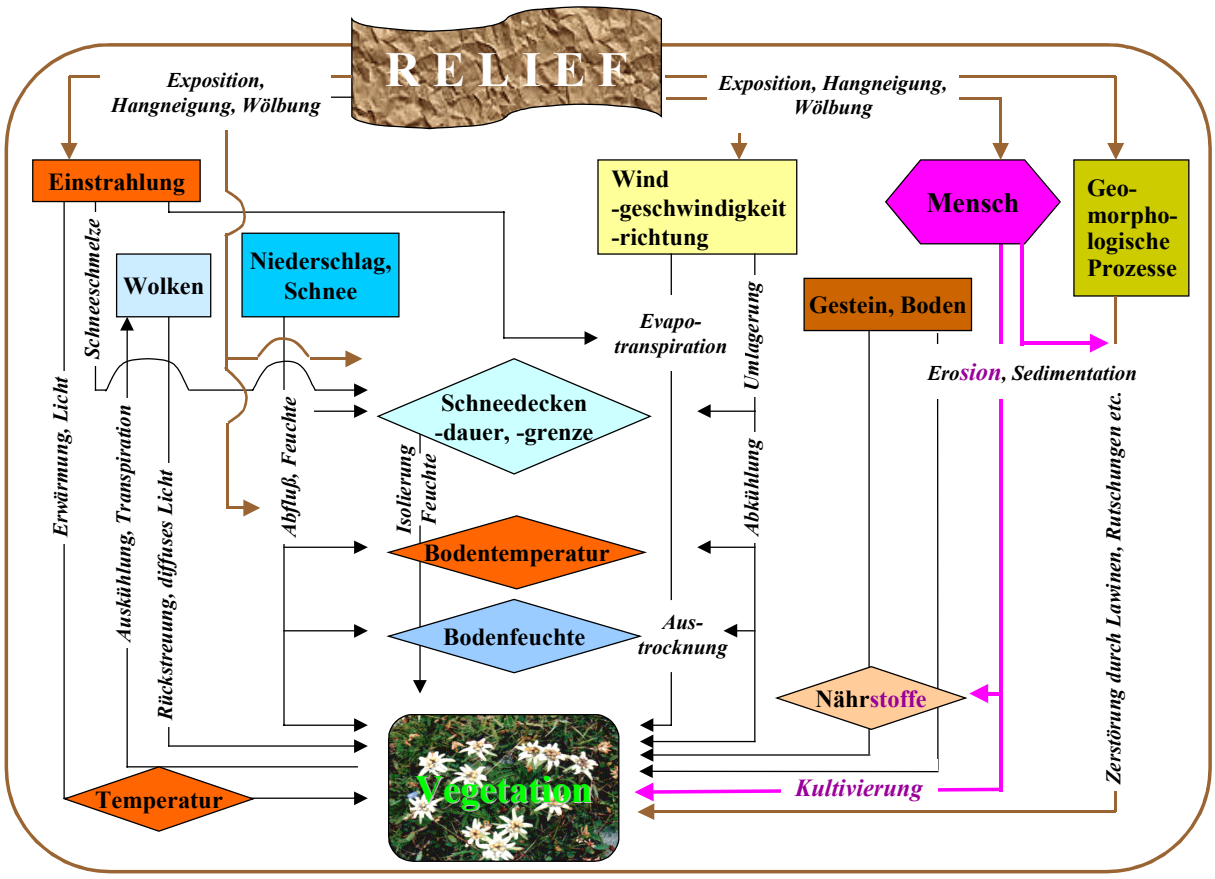


Abb. 1: Wirkungsgefüge der Standortbedingungen für die Vegetationsverteilung.

Neben den vielfältigen klimatischen Einflußfaktoren sind es vor allem historische und aktuelle Störeinflüsse durch geomorphologische Prozesse und den Menschen, die das Erscheinungsbild der aktuellen Vegetation prägen. Die allgemeine Untersuchung der Standortfaktoren der Vegetationsverteilung sowie die Analyse gegenseitiger Abhängigkeit von Vegetation, Standortfaktoren, Mensch und Relief sind Gegenstand vieler vegetationsökologischer Hochgebirgsstudien und auch zentraler Aspekt der vorliegenden Arbeit. Eingebettet in ein fachlich interdisziplinäres Graduiertenkolleg mit diversen Studien zum Themenkomplex des Reliefs als Produkt und Regler von Prozessen betrachtet die vorliegende Arbeit speziell die Zusammenhänge zwischen der aktuellen Vegetation des Untersuchungsgebietes und dem Relief.

Resultierend aus dem Wirkungsgefüge in Abb. 1 sind gemeinhin 4 grundlegende Ansätze bei der wissenschaftlichen Untersuchung der Vegetationsverteilung in der (Hochgebirgs-) Landschaft zu unterscheiden:

Zum ersten kann die Abhängigkeit der Vegetation von den direkt wirkenden (klimatischen, edaphischen, geomorphologisch-prozeßgebundenen und anthropogenen) Standortfaktoren untersucht werden. Diese Methode ist die vorderhand plausibelste Lösung zum Verständnis der Standortökologie. Um jedoch verläßliche Ergebnisse erhalten zu können, müßten exakte Messungen mit genügender räumlicher Auflösung vorliegen, wie sie in der Realität selten zu finden sind.

Falls alternativ entsprechende Daten der direkten Standortfaktoren nur punktuell vorliegen, können sie partiell mit Hilfe von Digitalen Höhenmodellen (DHMs) zu Flächendaten extrapoliert werden. Hierfür sind zwei Annahmen notwendig: a) das Relief als indirekt wirkender Faktor hängt eng mit den direkt

wirkenden Faktoren zusammen und b) die verwendeten Extrapolationsverfahren sind zuverlässig. Die erste Annahme kann als gesichert gelten, viele Studien belegen dies, vielfach jedoch ohne die Zusammenhänge zu parametrisieren oder zu quantifizieren. Die zweite Annahme beinhaltet viele Unwägbarkeiten; das Ergebnis kann oft nur unzureichend überprüft werden. Gerade für kleinräumige Ansätze wie in der vorliegenden Studie, in denen lokale Faktoren Variationen der allgemeinen Gesetzmäßigkeiten verursachen, ist diese Vorgehensweise nur bedingt anwendbar. Ungenauigkeiten des DHMs verursachen zudem nicht abzuschätzende Verzerrungseffekte in der Extrapolation und führen möglicherweise zu Zirkelschlüssen bei der Dateninterpretation.

Die dritte Variante ist ein Ansatz aus dem kombinierten Einsatz von direkten und indirekten Standortfaktoren. Dieser Ansatz vereint einerseits ein hohes Maß an Information bezüglich der Standortfaktoren, bedingt jedoch andererseits eine dementsprechend hohe Redundanz in den Daten. Da zusätzlich zu den direkten auch die indirekten Faktoren untersucht werden müssen, ergibt sich zudem meist ein hoher Arbeitsaufwand. Vorteile dieses kombinierten Ansatzes sind Erkenntnisse über ursächliche Zusammenhänge und Wirkungen zwischen direkten und indirekten Umweltfaktoren, die bei getrennter Betrachtung nicht erlangt werden.

Der vierte Ansatz ist der in der vorliegenden Arbeit gewählte. Die Untersuchung der Vegetationsstandorte erfolgt ausschließlich anhand der indirekten Reliefparameter. Da Daten direkt wirkender klimatischer, edaphischer, geomorphologisch-prozeßgebundener oder anthropogener Standortfaktoren für das Untersuchungsgebiet nur in geringer Quantität punktuell vorliegen, durch ein rasterbasiertes DHM jedoch Daten zur dreidimensionalen Lagebeziehung von Landschaftsobjekten zur Verfügung stehen, wird untersucht, welche qualitativen und quantitativen Zusammenhänge zwischen Reliefparametern und Vegetationseinheiten bestehen. Im Anschluß daran wird ermittelt, inwieweit die abgeleiteten Reliefparameter für die Indikation der natürlichen und anthropogenen Standortfaktoren der einzelnen Vegetationseinheiten eingesetzt werden können. Um die Parametrisierung zu validieren, finden die Resultate der Zusammenhangsanalysen Einsatz in diversen Vegetationsmodellen. Letztlich ist das dahinterstehende übergeordnete Ziel, die Kenntnisse der Vegetationsökologie im Hochgebirge zu verbessern, um langfristig Verbreitungen für Gebiete mit Datenlücken simulieren oder gegebenenfalls potentielle Szenarien für veränderte Umweltbedingungen verläßlich entwickeln zu können.
Es ist im Gegensatz zu den drei erstgenannten Methoden davon auszugehen, daß dieser Ansatz aufgrund der flächendeckend verfügbaren Reliefdaten verläßlichere und räumlich genauere Analyse- und Modellergebnisse liefert als dies mit Hilfe extrapolierter Punktdaten mit schwer abzuschätzender Genauigkeit möglich ist (vgl. GOTTFRIED et al. 1998, S. 218). Dadurch, daß sich das Verfahren rein auf digitale Höhenmodelldaten stützt, ist es zudem unabhängig von eventueller Verfügbarkeit klimatischer, pedologischer oder anderer Messungen. Es unterliegt dementsprechend keinen räumlichen Beschränkungen und kann ubiqitär eingesetzt werden.
Um diesen methodischen Ansatz zu verfolgen, müssen zunächst räumlich detaillierte Informationen über die Verteilung der Vegetation im Raum erhoben werden. Wesentliche Beiträge zur flächendeckenden Erfassung liefert neben klassischen Kartiermethoden der Einsatz von rasterbasierten, GIS-gestützten Fernerkundungsdaten in Form von Satelliten- und Luftbildern. Die

rasterbasierte Datenstruktur kommt dabei einerseits dem topischen Habitatgefüge der Hochgebirge entgegen, sie erlegt jedoch andererseits einer Multiskalen-Betrachtung technisch bedingte Grenzen der Datenauflösung auf. Ein weiteres Ziel ist es daher, in einem Multiskalen-Ansatz das Potential von Satellitendaten gegenüber hochauflösenden Luftbildern für die detaillierte Erfassung der Vegetation im Hochgebirge zu analysieren.

Aus diesen Überlegungen heraus resultieren zur Verbesserung des Kenntnisstandes der Hochgebirgsökologie in Bezug auf die räumliche Vegetationsverteilung die zentralen Fragenkomplexe der vorliegenden Arbeit wie folgt:

1. Inwieweit kann die Integration von multitemporalen und multiskaligen Fernerkundungsdaten und Geländeerhebungen die Anforderungen einer geobotanisch-pflanzensoziologisch basierten Vegetationskartierung im Hochgebirge erfüllen? Wo liegen die räumlichen und thematischen Grenzen der Differenzierbarkeit?
2./3. Können Zusammenhänge zwischen Vegetation und Relief a) qualitativ mit Hilfe deskriptiv-statistischer Maße und b) mit analytisch-statistischen Verfahren identifiziert und analysiert werden und wenn ja, welche Methoden sind geeignet?
4. Sind Vegetationsverbände an bestimmte Formelemente oder Reliefeinheiten gebunden, d.h. kann eine Reliefklassifikation für die vegetationskundliche Habitatstrukturierung im Hochgebirge sinnvoll eingesetzt werden? Welcher Ansatz zeigt gegebenenfalls die besten Ergebnisse?
5. Inwieweit können Reliefparameter alleine die natürlichen Standortfaktoren und anthropogenen Modifikationen einzelner Vegetationsverbände parametrisieren und ihre Habitate in der Modellbildung indizieren? Können die Residuen zwischen Modell und Realität zur Identifikation von Konfliktträumen zwischen natürlich-ökologischen Habitaten und menschlicher Einflußnahme sowie zur Szenarienbildung von landschaftlichen Entwicklungstendenzen genutzt werden?
6. Wie wirken sich die räumliche Auflösung und damit verbundene Skalen der Datensätze auf die Analyse der Zusammenhänge zwischen Habitat- und Reliefstruktur im Hochgebirge aus?

Der Begriff des **Habitats** wird, obwohl er im deutschen Sprachgebrauch mit verschiedenen Bedeutungen belegt ist, hier und im folgenden anstelle von Biotop in Anlehnung an den anglo-amerikanischen Sprachgebrauch verwendet (vgl. auch WULF 2000, S. 44).

A1.2 Stand der Forschung

Vegetationskartierung, GIS und Fernerkundung

Die Vegetationskartierung im Hochgebirge sieht sich aufgrund der durch das schroffe Relief erschwerten Zugänglichkeit besonderen Schwierigkeiten ausgesetzt, die sich auch in den radiometrischen Charakteristika von Fernerkundungsdaten niederschlagen. Verschiedene Ansätze der Vegetationskartierung im Hochgebirge finden sich bei ETTEN (1998), MILLINGTON u. JEHANGIR (2000), BRAUN (1996), BRAUN (unveröffentlicht), ROOVER et al. (1993), DIRNBOCK u. GRABHERR (2000) und RICHTER (1996). Über den Einsatz Geographischer Informationssysteme in Gebirgsräumen berichten PRICE u. HEYWOOD (1994), während GOODCHILD (1994) sich mit

einigen methodischen Aspekten der Integration von GIS und Fernerkundungsdaten bei der Vegetationskartierung beschäftigt.

Allgemein entwickelt sich der Einsatz von Fernerkundungsdaten weltweit in den letzten Jahren zu einer der am meisten verwendeten Hilfsmittel für die Vegetationskartierung schwer zugänglicher Gebiete (WYATT 2000, S. 3); jedoch werden Fernerkundungsdaten in der Vegetationskartierung nicht als ausschließliche Datenquelle verwendet, vielmehr dient ihr Einsatz vor allem bei kleinräumigen Studien als Hilfsmittel für die Extrapolation im Gelände erhobener Felddaten (KALLIOLA u. SYRJÄNEN 1991, S. 55). Vegetationskartierungen allgemein sind Gegenstand vieler botanischer und geowissenschaftlicher Untersuchungen und werden vor diversen thematischen Hintergründen durchgeführt, die im folgenden kurz angesprochen werden sollen, um einen Überblick über die vielfältigen Einsatzmöglichkeiten der Fernerkundung für die Vegetationskartierung zu geben.

In botanischen und vegetationskundlichen Studien wurden traditionell schon immer Luftbilder genutzt, jedoch ist deren Interpretation oft mit einem hohen Arbeitsaufwand und z.T. hohen Subjektivitätsgrad verbunden. Exemplarische Arbeiten sind in diesem Zusammenhang HAEFNER (1963) für die suablpine und alpine Vegetation in Davos, BOLDUC et al. (1999) für forstliche Anwendungen ebenso wie HOLOPAINEN u. WANG (1998a, 1998b) für Waldhabitate und Stratifizierung sowie OESTER (1991) für Waldschäden in der Schweiz. GREEN u. HARTLEY (2000) führen allgemein Vor- und Nachteile im Umgang mit Luftbildern für die Vegetationskartierung auf, JENSEN u. KÖHL (1993) und MICHAELSEN et al. (1994) beschreiben ihren Einsatz bei der Planung zur Stichprobenwahl im Gelände. Während KAMADA u. OKABE (1998) die Einsatzmöglichkeiten von Luftbildern allgemein für die Vegetationskartierung darstellen, gehen NILSEN et al. (1999) auf die gezielte Kartierung von arktischen Pflanzengesellschaften mit Luftbildern ein. WULDER et al. (2000) schließlich untersuchen die Möglichkeiten der Baum-Extraktion aus Luftbildern mit einem lokalen Maximumfilter, wie er ähnlich auch in der vorliegenden Untersuchung Anwendung findet (siehe C2.3.1 und C2.5.3).

Neben den Luftbildeinsätzen wird jedoch auch der Nutzen von Satellitendaten für landschaftsökologische und botanische Studien in den letzten Jahren immer deutlicher. Ein enormer Vorteil liegt in der flächendeckenden multispektralen Information bei immer höheren Auflösungen. Zusätzlich liefern Hyperspektral-Instrumente wie MODIS differenzierte Informationen für hochgenaue Vegetations-Studien. Die Vorteile eines synoptischen Überblicks, den gröber aufgelöste Fernerkundungsdaten für die Differenzierungen zwischen Vegetationseinheiten gewähren, betonen KALLIOLA u. SYRJÄNEN (1991, S. 51): „most of the pixel-wise differences...express true variations in plant cover..- even at such a level as could otherwise remain unnoticed with vegetation survey work“. Im Zusammenhang mit Wald- und Forststudien in den Mittelbreiten werden Fernerkundungsdaten routinemäßig eingesetzt. Sowohl in Finnland, als auch in NRW basieren Landesforstinventuren zu einem Großteil auf Satellitendaten (siehe LAASASENAHO u. LEO-WAITE 1993, TOMPPO 1993, DEES 1996, LANDESFORSTVERWALTUNG NRW 1996, TOMPPO und PEKKARINEN 1996, DIEMER 1999, DIEMER et al. 2000). Auch für die Schweiz sind viele Einsätze für Walduntersuchungen zu nennen, exemplarisch seien hier nur OESTER (1991), ITTEN et al. (1992), DARVISHSEFAT (1995), KELLENBERGER (1996) und das Landesforstinventar (LFI) (vgl. ITTEN et al. 1995, JENSEN u. KÖHL 1993) genannt. Auch bei TREITZ u. HOWARTH (2000) bilden verschiedene Waldökosysteme den Schwerpunkt.

Für die Ableitung von Vegetationsklassen im Rahmen der Analyse von Zusammenhängen zwischen der Vegetation und ihren Standortfaktoren verwenden viele Studien ebenfalls Fernerkundungsdaten als Hilfsmittel (z.B. BROWN 1994a, WALSH et al. 1997, LOBO et al. 1998b, STOMS u. HARGROVE 2000, DAVIDSON u. CSILLAG 2001). Im Kontext der vorliegenden Arbeit sind weiterhin fernerkundungsgestützte Studien zur zunehmenden Verbrachung von aufgelassenen Landwirtschaftsflächen in den Alpen von Bedeutung (vgl. HAEFNER u. HUGENTOBLER 1985 und JULEN 1988).

Im Hinblick auf den Natur- und Landschaftsschutz wird die kombinierte luftbild- und satellitenbasierte Fernerkundung seit Jahren gewinnbringend eingesetzt; vor allem in schwer zugänglichem Gelände wie im Hochgebirgsraum und über größere Flächen sind die Vorteile von flächendeckenden Fernerkundungsdaten nicht von der Hand zu weisen (vgl. BRAUN 1996, KÜHNEN u. MEURER 1993). Entsprechende Studien in Bezug auf das Monitoring und die Veränderungs-Indikation von Biotopen liegen mit WEIERS (1999) für verschiedene Gebiete vor allem in Norddeutschland vor und mit BARUTH (1998) für die Mecklenburger Seenplatte, wobei anhand von Satellitendaten auch kleinere Veränderungen indiziert werden können. GALLAUN et al. (1998) liefern eine entsprechende Studie für die Alpen (Steiermark), in der aufgrund von Expertenwissen eine regelbasierte Klassifikation von Landsat TM Daten durchgeführt wird und eine extrem hohe Differenzierung zwischen 21 verschiedenen Biotoptypen möglich ist. Luftbildgestützte Untersuchungen für die Waldschadensinventur in der Schweiz liegen von OESTER (1991) vor.

Im Zusammenhang mit dem Einsatz multiskaliger Daten besteht vor allem im Hinblick auf die Entwicklung von Klassifikationsschlüsseln, die mit botanischen Anforderungen übereinstimmen, ein großer Forschungsbedarf (vgl. KALLIOLA u. SYRJÄNEN 1991, S. 46), zumal angesichts der neuen Methoden (siehe unten) und neuer Satelliten-Systeme, deren räumliche Auflösung sich immer weiter verbessert.

Im Kontext der Untersuchung ökologischer Zusammenhänge im Hochgebirge sind auch die fernerkundungsgestützten Analysen zur Schneeverteilung von Bedeutung, wie sie von KELLER (1987), BAUMGARTNER u. APFL (1998), TAIT et al. (2000) und WALSH et al. (1994) durchgeführt wurden. Auf die Untersuchung der Zusammenhänge zwischen fernerkundlich abgeleiteten Vegetationscharakteristika und diversen biophysikalischen Faktoren wird im Abschnitt „Vegetation – Relief“ näher eingegangen.

Um schließlich auch methodisch einen Überblick über derzeitige Entwicklungen fernerkundlich gestützter Vegetationskartierung zu geben sind neue (Bildverarbeitungs-) Verfahren von Belang. Speziell neuronale Netzwerke (vgl. KANELLOPOULOS u. WILKINSON 1997, YOOL 1998, CARPENTER et al. 1999), Segmentierungsverfahren und objektbasierte Klassifikation (vgl. (LAASASENAHO u. LEO-WAITE 1993, KARTIKEAYN et al. 1998, LOBO et al. 1998a, HILL 1999, BLASCHKE 2000, RODRIGUEZ-YI et al. 2000), kontext-/topologisch-basierte Ansätze (CORTIJO u. DE LA BLANCA 1998) oder Subpixel-Klassifikationen, Endmember oder Wavelet-Verfahren (siehe MEER 1999, FOODY 2000), fuzzy-Konzept-basierte Methoden (CRESSIE 1993, IRVIN et al. 1997, ANDREFOUET u. ROUX 1998, BROWN 1998, MANNAN et al. 1998, ZHANG u. FOODY 1998, TOWNSEND 2000, ARRELL et al. unveröffentlicht) sowie texturbasierte und geostatistische Ansätze (vgl. ATKINSON u. LEWIS 2000, CHICA-OLMO u. ABARCA-HERNANDEZ 2000, FRANKLIN et al. 2000, WALLACE et al. 2000) sind vielversprechende

Weiterentwicklungen und Ergänzungen zu den traditionellen Auswerteverfahren für die Vegetationskartierung, die auch z.T. (Segmentierung und objektbasierte Klassifikation, texturbasierte und geostatistische Methoden) in der vorliegenden Arbeit verwendet wurden.
Die Fernerkundung ist jedoch, wie bereits oben angesprochen, in allen genannten Ansätzen nur ein Segment einer Reihe von Hilfsmitteln, die für die Vegetationskartierung eingesetzt werden und erst in Kombination mit anderen Daten und Methoden die besten Resultate erzielen. Die kombinierte Nutzung von Fernerkundungsdaten, Digitalen Höhenmodellen, GIS-Technologie und Modellierung (siehe unten) wird wiederkehrend als einer der wichtigsten Ansätze in der Vegetationsökologie angesehen (vgl. z.B. FLORINSKY 1998, PLUMMER 2000 oder WATTS 1999).

Zusammenhänge im Wirkungsgefüge (Hochgebirgs-)Vegetation -Standortfaktoren

Mit dem Themenkomplex des Zusammenhangs zwischen Vegetation, direkten Standortfaktoren und Relief befassen sich viele Studien vor den unterschiedlichsten thematischen Hintergründen. Während deskriptive Ansätze der Vegetationserfassung, die neben den frühen Arbeiten von HUMBOLDT (1807) beispielsweise WEBERBAUER (1922) für die peruanischen Anden, TROLL (1939) für den Nanga Parbat und PAFFEN et al. (1956) sowie SCHWEINFURTH (1957) für den Himalaya umfassen, vernachlässigt werden, wird in Anlehnung an die 4 grundsätzlich möglichen Untersuchungsansätze, die bereits im vorhergehenden Kapitel A1.1 erläutert wurden, die weitgehend quantitative relevante neuere Literatur vorgestellt:

1. Zusammenhang der Vegetation mit primär erhobenen, räumlich hochauflösenden direkten Standortfaktoren
2. Zusammenhang der Vegetation mit den durch Reliefparameter aus Punktdaten extrapolierten direkten Faktoren
3. Zusammenhang der Vegetation mit extrapolierten direkten und indirekten Relieffaktoren
4. Zusammenhang der Vegetation nur mit Relieffaktoren

Der **erste** und **zweite** Ansatz werden für den Stand der Forschung gemeinsam betrachtet, da oft aufgrund der Literatur nicht erkennbar ist, ob die direkten Faktoren Primär- oder Sekundärdaten sind. Maßgeblich von einer Gruppe um AUSTIN postuliert, wurde in den frühen Arbeiten angenommen, daß nur die direkt wirkenden Standortfaktoren für die Modellierung der Vegetationsverbreitung eingesetzt werden können, während indirekte Faktoren wie z.B. Höhe, Exposition oder Hangneigung nur bedingt und lokal variabel mit der Vegetation in Zusammenhang stehen: „attempts to analyse niche relationships with [...] indirect environmental variables like slope and aspect are unlikely to be profitable“ (AUSTIN 1985, S. 50).
Inhaltlich sind hierbei 2 Varianten zu unterscheiden: die erste beschäftigt sich ausschließlich oder schwerpunktartig mit dem menschlichen Einfluß auf die Vegetationsverteilung im Hochgebirge. Während viele der frühen Arbeiten die Zusammenhänge auf einer rein deskriptiven Ebene betrachten, erbringt die Mehrzahl der Studien der 80er und 90er Jahre quantitative, mathematisch-statistische Belege. Zu diesen späteren Ansätzen zählen neben MOTZKIN et al. (1999), die den langjährigen menschlichen Einfluß auf die Forststruktur mit Hilfe von statistischen Korrelationen analysieren, auch BÖRST (in Vorbereitung), der die langzeitliche Veränderung von Nutzungsszenarien in einem alpinen Tal mit Hilfe eines Sensitivitätsmodells betrachtet, jedoch die Vegetation nur sekundär einbezieht. Daneben sind Arbeiten von ERSCHBAMER (1999) zum Einfluß der Beweidung auf die alpine

Vegetation, von BARRIO et al. (1999) für die mathematisch und GIS-gestützte Analyse der Auswirkungen von Brandrodung und Schnitt auf die Verbreitung der Bärentraube sowie die Hemerobiestudien Österreichischer Wälder von GRABHERR et al. (1997), GRABHERR et al. (1998) sowie KOCH u. GRABHERR (1998) als neuere Studien in dieser Hinsicht zu nennen. Ebenso wie MILLER et al. (1997), die die Landschaftsmuster von biotischen Gemeinschaften mit der räumlichen Störungsfrequenz in Beziehung setzen, schließen diese Arbeiten die Beziehungen zwischen der Vegetation und den natürlichen Standortfaktoren fast gänzlich aus, sie fokussieren eindeutig auf den anthropogenen Aspekt und betrachten in erster Linie stark anthropogen veränderte Kulturlandschaftsausschnitte. Die Studien belegen für die gewählten Untersuchungsräume und methodischen Ansätze eindeutige Zusammenhänge zwischen Vegetation und menschlicher Beeinflussung, die jedoch nur z.T. quantifiziert werden.
Die zweite Variante betrachtet allgemein die direkten Standortfaktoren, oft werden einzelne Faktoren singulär ausgewäht, jedoch ebenfalls ohne Einbeziehung des Reliefs. Arbeiten in diesem Zusammenhang sind KLUG-PÜMPEL (1982), der die Abhängigkeit der Artenzusammensetzung im *Caricion curvulae* von der Schneeverteilung mit einer räumlichen Auflösung von 2m untersucht. Seine rein deskriptiv-visuell abgeleiteten Ergebnisse belegen einen hohen Zusammenhang zwischen feinsten Unterschieden der Artenzusammensetzung und der Schneebedeckung. Ähnlich gehen FERRARI u. ROSSI (1995) vor, der die Verbreitung von Pflanzengesellschaften in Abhängigkeit zeitlicher Ablation beschreibt und feststellt, daß es für verschiedene Gesellschaften typische kleinräumige Schneeschmelzmuster gibt. HORMANN (1980, 1986) untersucht die Zusammenhänge zwischen Vegetationsverteilung und den klimatischen Faktoren Niederschlag und Temperatur im Himalaya. YEE u. MITCHELL (1991) analysieren die Abhängigkeit exemplarisch ausgewählter Pflanzenarten von 18 Strahlungs-, Temperatur- und Niederschlagsparametern; seine Ergebnisse belegen einerseits relativ hohe Zusammenhänge einiger Arten mit Mitteltemperaturen und Strahlungsmengen, andererseits können die räumlichen Verbreitungen mit diesen Faktoren allein nicht ausreichend erklärt werden.

In den 80er Jahren wurde das Potential von Reliefparametern für die Vegetationsmodellierung entdeckt. STRAHLER (1981, S. 19) beispielsweise bemerkt: „if species composition varies systematically with terrain, topographic variables [...] can be used to improve prediction of species composition through implicit or explicit use of an ecological model.“ Neben der Bedeutung von Reliefparametern erkannte er außerdem schon damals die der räumlichen Modellierung aus dem Einsatz von GIS-Technologie und Fernerkundung, „ a set of tools which will become increasingly important as geobased information systems using both image and collateral data develop in the coming years”. Aus diesen Erkenntnissen ergibt sich der **dritte** Untersuchungsansatz. Er ist den beiden ersten Ansätzen zeitlich weitgehend nachgeordnet und nimmt Analysen vor, in denen es um den Zusammenhang im Gesamtsystem zwischen Vegetationsverteilung und allen direkten und indirekten Standortfaktoren geht. Diese kombinierten Ansätze machen den Großteil der Untersuchungen in den 90er Jahren aus (vgl. Tab. 1).
Die erste Variante des dritten Ansatzes schließt sowohl anthropogene Faktoren als auch alle natürlichen (d.h. direkte und indirekte) Standortfaktoren mit ein. Die meisten der nachfolgend angeführten Studien sind GIS-basiert und beruhen auf Methoden der multiplen Statistik. Im MaB-

(Man and Biosphere) Untersuchungsgebiet Davos stellen zunächst BINZ u. HEITZ (1990) und später mit zusätzlichen Methoden auch FISCHER (1990) Untersuchungen zum Wirkungsgefüge zwischen Pflanzengesellschaften einerseits und Relief, Strahlung, Geologie, Boden, Schnee sowie Landnutzung andererseits an. Mit Hilfe dieses Faktorensatzes war es ihnen möglich, die räumliche Varianz von Pflanzengesellschaften zu 68% zu erklären. Im Zusammenhang mit der Untersuchung des Waldgrenzökotons werden von BROWN (1994b) Relief-, Strahlungs- und Feuchteparameter sowie anthropogene Störfaktoren wie Feuer auf ihre statistische Signifikanz hin untersucht. Es ergibt sich, daß die Reliefparameter die höchsten Varianzerklärungsanteile aufweisen. ALLEN et al. (1995) analysieren den statistischen Zusammenhang zwischen Vegetation und Relief und schließen daraus auf die potentielle Landnutzungseignung. Bei MICHAELSEN et al. (1994), PICKUP u. CHEWINGS (1996), RIERA et al. (1998) und PAN et al. (2001) stehen der Einfluß der Topographie zusammen mit der Landnutzung auf die räumliche Heterogenität von Vegetation(sindizes) im Mittelpunkt. MICHAELSEN weist beispielsweise nach, daß neben der Höhe vor allem die Feuerhäufigkeit entscheidend für das räumliche Muster des Vegetationsindex ist. PICKUP u. CHEWINGS (1996) kommen zu dem Ergebnis, daß Reliefparameter in großen Einzugsgebieten eine relativ hohe Korrelation mit den Deckungsgraden der Vegetation als Indikator der Erosionsanfälligkeit aufweisen, daß jedoch bei kleinräumigen Betrachtungen andere Faktoren wie z.B. der Deckungsgrad der hangaufwärts liegenden Fläche eine weitaus größere Rolle spielen können. TAPPEINER et al. (1998) beziehen neben Reliefvariablen und der aktuellen auch die historische menschliche Nutzung ein, um die Verteilung von Vegetationsgesellschaften zu erklären. Sie folgern, daß komplexe Zusammenhänge zwischen der Vegetationsverteilung und den übrigen Faktoren oft großräumig vom Relief dominiert werden, für die Erklärung kleinräumiger Muster der Vegetationsverteilung und intensiv landwirtschaftlich genutzter Flächen jedoch die Kenntnis der anthropogenen Standortfaktoren notwendig ist. Vor allem die historische Nutzungskomponente gewinnt in diesem Zusammenhang an Bedeutung. BROSOFSKE et al. (1999) untersuchen die Auswirkungen von natürlichen und anthropogen veränderten Landschaftsstrukturen auf die Vegetationsverteilung. Sie belegen mittels einer Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA), daß besonders Landschaftsstrukturen wie z.B. große Straßen die Vegetationszusammensetzung maßgeblich beeinflussen. Schließlich analysieren CARMEL u. KADMON (1999) in einem Langzeitvergleich mit Hilfe multipler Regression die Veränderungen der Vegetation einerseits durch das Relief, andererseits auch durch Beweidung: sie weisen statistische Zusammenhänge zu beiden Faktoren nach, wobei sie je nach Vegetationstyp unterschiedlich wichtig sind. Den genannten Studien ist gemeinsam, daß ihnen entsprechende räumlich genügend aufgelöste Informationen über die menschliche Wirkungsweise zur Verfügung standen, mit deren Hilfe eine genaue Analyse der Zusammenhänge möglich ist.

Zur zweiten Variante des dritten Ansatzes gehören diejenigen Arbeiten, die sich mit der Untersuchung der Zusammenhänge der Vegetation mit den natürlichen direkten und indirekten Umweltfaktoren (d.h. ohne anthropogenen Einfluß) beschäftigen. Hier sind zunächst DAVIS u. GOETZ (1990) zu nennen, die mit Hilfe von Relief- und Geologieparametern die Verbreitung von Eichenwäldern in Kalifornien untersuchen und feststellen, daß in erster Linie die geologischen Verhältnisse wichtig sind und erst in zweiter Instanz die Reliefparameter wirksam werden. LEES u. RITMAN (1991) und MOORE et al. (1991a) können demgegenüber für australische Tiefland-Waldtypen sowohl die Bedeutung der Geologie als auch die verschiedener Reliefparameter belegen, worunter die Höhe der wichtigste ist.

1993 nehmen BRZEZIECKI et al. (1993) Untersuchungen zur potentiellen natürlichen Waldvegetation der Gesamtschweiz mit Relief-, Klima- und Bodenparametern vor. Es gelingt ihnen mit Hilfe dieser Variablen 45% der Vorkommen der Waldgesellschaften zu erklären, bei Einbeziehung ähnlicher Gesellschaften erreichen sie 80% Erklärungsanteil. Für die alpine Stufe der Schweiz belegen ZIMMERMANN (1996), ZIMMERMANN u. KIENAST (1999) und DESCHWANDEN-STEINER (1995), daß aufgrund von Relief- und Klimaparametern die Verteilung von Pflanzengesellschaften weitgehend erklärt werden kann. Bei DESCHWANDEN ergeben sich jedoch durch die unterschiedlich skalierten Vegetations- und Höhenmodell-Daten einige Lagefehler. ZIMMERMANN stellt grundsätzlich fest, daß auf höherer Aggregationsstufe auf Seiten der Vegetation (d.h. Gesellschaften gegenüber Arten) die Zusammenhänge mit dem Relief und den mit Hilfe des Reliefs extrapolierten Klimaparametern signifikanter sind. Dieser Befund einer einheitlicheren Ökologie höherer syntaxonomischer Einheiten wird von ETTEN (1998) für australische Pflanzengesellschaften bestätigt. Für den Hochgebirgsraum der Pyrenäen untersuchen BARRIO et al. (1997), inwieweit 10 Bodenbedeckungs- bzw. Land-Einheiten (land units) von den Reliefparametern Höhe, Hangneigung, Exposition, Strahlung, Feuchteindex und von der Geologie abhängen: mit Hilfe der von ihnen gewählten (hauptsächlichen Relief-)Parameter ist es möglich, 8 von 10 Vegetationseinheiten in ihrer räumlichen Verteilung hinreichend zu erklären. Ebenso wie IVERSON et al. (1997), die in Waldstudien der Montanstufe des Allegheny Plateau (USA) Korrelationskoeffizienten von R= 0.83 für Reliefparameter erreichten, konnte FRANKLIN (1998, S. 745) den Einfluß von Klima- und Relieffaktoren auf die Vegetation mit Hilfe von Regressionen nachweisen. Für die Belalp-Region in der Schweiz schließlich belegen GUISAN et al. (1998), daß die Reliefparameter Höhe, Strahlung und Wölbung zu den am stärksten korrelierenden Parametern mit der Vegetation zählen.
Einige Belege für die gegenseitige Beeinflussung der alpinen Krummholzzone und der reliefbedingten Schneeverteilung im Themenkomplex Wald- und Baumgrenze gibt DALY (1984). WALSH et al. (1994) untersucht Lage und Struktur der Baumgrenze in Abhängigkeit von Lawinentätigkeit und kartierten Ablationsmustern, BUTLER u. WALSH (1994) belegt die Depression der klimatischen Baumgrenze durch Murgangbahnen. Die Arbeiten von BROWN (1994a) liefern weitere Einsicht in die Beeinflussungen der Vegetation im Allgemeinen und der Wald- bzw. Baumgrenze im Besonderen durch geomorphologische Prozesse (siehe auch HOLTMEIER 2000, S. 10 und KÖRNER 1998, S. 446). PAULSEN et al. (2000) folgern aus der Untersuchung der Jahrringbreiten von Bäumen an der alpinen Waldgrenze im Vergleich zu tiefer liegenden Bäumen, daß die historischen klimatischen Verhältnisse und damit die Höhe über NN ein entscheidender Faktor für die Waldgrenzlage ist.

Während in den voraufgenannten Untersuchungen das Relief oft nur in Form weniger primärer oder sekundärer Parameter (siehe hierzu C3.1) neben anderen Faktoren vertreten war, hat die **vierte** Gruppe von Studien ihren Schwerpunkt auf dem Zusammenhang zwischen der aktuellen Vegetation und dem Relief. Ansätze zum Versuch der vollständigen Parametrisierung aller anderen Standortfaktoren ausschließlich durch Relieffaktoren sind bislang relativ selten, wie auch 1998 von BOLSTAD et al. (1998, S. 271) angemerkt wird:„ however there are few studies of quantitative, terrain-based methods for predicting vegetation composition“.
Qualitativ belegen SWANSON et al. (1988) schon 1988 an Beispielen aus der alpinen Tundra der Rocky Mountains, daß das Relief zum einen Einfluß auf die klimatischen Standortfaktoren der

Vegetation nimmt, zum anderen die Muster und die Frequenz geomorphologischer Prozesse steuert und damit der entscheidende Faktor in der Vegetationsverteilung alpiner Gebiete ist. BROWN (1994a) erzielt in seiner Studie der Waldstruktur in der Kollin- bis Montanstufe der Appalachen Korrelationskoeffizienten von R> 0.72 zwischen Arteneigenschaften einerseits und der Höhe sowie einem sekundären Shape-Index auf Basis von Wölbungstendenzen andererseits. Ähnlich hohe Korrelationen ergeben sich in Analysen von FLORINSKY u. KURYAKOVA (1996) zwischen Vegetationsdeckungsgrad bzw. –dichte und den Reliefparametern Wölbung, Einzugsgebietsgröße und topographischer Index. Weiterhin stellt BROWN (1994b) bei Untersuchungen der Wald- und Baumgrenze fest, daß 30-50% der Verteilung von Wald- und Heideklassen alleine durch Höhe und Neigung erklärbar sind. BRAUN (1996) untersucht die Abhängigkeit der Vegetation des Hunza-Karakorum von den Reliefparametern Höhe, Exposition sowie Strahlung und entwickelt statistische Modelle, um die potentielle Waldbedeckung zu rekonstruieren. PINDER et al. (1997) leiten verschiedene Vegetationstypen aus Landsat TM –Daten für einen Hochgebirgsraum im Lassen Nationalpark (USA) ab, bevor sie deren Zusammenhang mit topographischen Variablen statistisch deskriptiv und korrelativ mit Kontingenztafeln analysieren. Es ergeben sich hohe räumliche Korrelationen zwischen Vegetationstypen und den Reliefparametern. BRIDGE u. JOHNSON (2000) belegen qualitativ geomorphologisch gesteuerte Vegetationsgradienten entlang von Toposequenzen. GOTTFRIED et al. (1998) schließlich führen auf einer räumlichen Auflösung von einem Meter mit Hilfe von Kanonischen Korrespondenzanalysen Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Arten des alpin-nivalen Ökotons und 20 Reliefparametern durch; sie belegen, daß die räumliche Verteilung der Vegetation in diesen Höhen ausreichend genau durch Reliefparameter erklärt werden kann; für sekundäre Wölbungs- und Rauhigkeitsparameter ergeben sich dabei höhere Korrelationen als für primäre Parameter Höhe oder Neigung, was sich aufgrund der ausschließlichen Betrachtung einer bestimmten Höhenzone erklären läßt. Sie folgern weiterhin, daß mit Hilfe von Reliefparametern ein bemerkenswerter Teil der Standortfaktoren der Vegetationsverteilung parametrisiert werden kann, zumal die Datengrundlage zuverlässiger ist als der Einsatz von räumlich extrapolierten Klimadaten, obwohl in manchen Fällen nicht ganz klar ist, was genau durch die einzelnen Relieffaktoren parametrisiert wird.

In diesem Zusammenhang seien auch folgende Arbeiten genannt, die sich partiell ebenfalls mit der Untersuchung der Reliefansprüche von Vegetationstypen über größere Untersuchungsgebiete beschäftigen. Ihre Ansätze folgen gegenüber den oben angeführten Untersuchungen eher einem qualitativ-deskriptiven Ansatz. Zu ihnen zählen OTT et al. (1997), die für verschiedene Gebirgswaldtypen die Reliefstandortansprüche in Form von Höhen-Expositions-Ökogrammen verdeutlichen. Diese Form der Darstellung wählt ebenfalls schon SCHWEINGRUBER (1972), der Untersuchungen zu verschiedenen Zwergstrauchgesellschaften im Einzugsgebiet der Aare durchführt und versucht, diese anhand von Ökogrammen ökologisch gegeneinander abzugrenzen. Die Darstellung im Hinblick auf die Reliefparameter Höhe und Exposition wird desgleichen von BRZEZIECKI et al. (1993), BRAUN (1996), BEAT-BRÄNDLI (1998), WOHLGEMUTH et al. (1999) sowie von HEGG et al. (1993) gewählt. Es liegen auf diese Weise für verschiedene Formationen, Vegetationstypen oder Gesellschaften für verschieden skalierte Regionen mehr oder weniger generalisierte Angaben ihrer Reliefstandortansprüche vor.

Schließlich sollen der Vollständigkeit halber auch Untersuchungen zu reliefbedingten Biodiversitätsmustern genannt werden. Exemplarische Studien sind beispielsweise STOHLGREN et al. (1997), BURNETT et al. (1998), NICHOLS et al. (1998) und RICHTER (1999).

Modellierung

Die Untersuchung der Zusammenhänge zwischen der Vegetationsverteilung und ihren Standortfaktoren mündet meist in der Modellierung, d.h. in der räumlichen Simulation der Verbreitung einzelner Vegetationstypen oder ganzer Vegetationsgefüge. Diese Modellierung dient der Validierung der analysierten Zusammenhänge zwischen den Standortfaktoren und der Vegetation und kann bei genügender Genauigkeit der Ergebnisse für die zeitliche Extrapolation von Vegetationsverteilungen etwa vor dem Hintergrund von Klimawandelszenarien eingesetzt werden. Die zu erwartenden Veränderungen in der Vegetation können auf diese Weise bereits heute unter bestimmten Annahmen abgeschätzt und ihre Tragweite für globale Vegetationsveränderungen z. B. im Hinblick auf die Auslöschung von Vegetationshabitaten simuliert werden.
In der Retrospektive dienen diese Modelle darüber hinaus der Rekonstruktion historischer, d.h. potentieller Verbreitungen.
Da sich in der Mehrzahl der oben angeführten Studien nach den statistischen Zusammenhangsanalysen ebenfalls eine Modellierung anschließt, werden die bereits genannten sowie weiteren Arbeiten im Hinblick auf die Modellierung in einer Tabelle präsentiert, die einen chronologischen Überblick über die letzten 20 Jahre mit Angabe von abhängigen und unabhängigen Variablen, Datenauflösung und Modelltypen gibt (siehe Tab. 1). Diese Tabelle konzentriert sich weitgehend auf die neueren Ansätze der 90er Jahre, frühere Entwicklungen werden in FRANKLIN (1995, S. 477, Tab.1) aufgearbeitet. Ein Review von neueren Modellierungsansätzen in der Habitatökologie geben darüber hinaus auch GUISAN u. ZIMMERMANN (2000).
Die ersten Vegetationsmodelle erschienen in den späten 70er Jahren, sie nutzten meist wenige Umweltvariablen. Davor gab es schon ab den 20er Jahren quantitative Ansätze in der Vegetationsökologie, die jedoch nicht als Modelle im heutigen Sinn bezeichnet werden können (siehe VAYSSIÈRES et al. 2000, S. 679). Die Ansätze der 70er Jahre basierten bereits wie auch heutige Modelle auf der Gradientenanalyse. Ihr liegt die Annahme zugrunde, daß die Vegetation sich in Abhängigkeit der räumlichen Gradienten von Umweltfaktoren kontinuierlich verändert. Die Entwicklung dieser Vegetationsmodelle in den folgenden Jahren erbrachte nach FRANKLIN (1995, S. 488) grundsätzlich 3 Modelltypen (siehe für nähere Erläuterung einiger Verfahren E3):

- Boolean (diskrete) Modelle
- Parametrische Modelle
- Nicht-Parametrische Modelle

Die ersten Modelle waren vom Typ Boolean. Sie sind verteilungsfrei und weisen einer Flächeneinheit aufgrund einer bestimmten Amplitude der Prediktor (=Vorhersage)variablen genau eine Klasse zu.
Parametrische Modelle, wie z.B. Maximum Likelihood, Bayes Wahrscheinlichkeiten oder Kanonische Korrespondenzanalysen (CCA), die in der Regel zeitlich später auftraten, berechnen dagegen Wahrscheinlichkeiten des Auftretens oder die zu erwartende Häufigkeit einer Vegetationsklasse. Ihnen liegen bestimmte Annahmen der Datenverteilung zugrunde.

Jahr	Autor	Abhängige Variable	Unabhängige Variable / Prediktor	Auflös. (unabh.) [m]	Analyseverfahren/Modell
1980	Hormann	Vegetationstypen	Klima	5000	Boolean/PPD
1982	Klug-Pümpel	Arten *Caricetum curvulae*	Schneekarte	2	Overlay
1988	Binz	Pflanzengesellschaft	Relief, Rad+ Geol+ Boden+ Landnutzung + Schnee	25	Boolean/PPD
	Swanson	Vegetation	Relief	-	deskriptiv
1990	Davis	Eichenwälder	Relief, Rad+ Geol	30+50	LOGIT
	Fischer	Pflanzengesellschaft	Relief, Rad+ Geol+ Boden+ Landnutzung + Schnee	50	Bayes, Kontingenztafeln
1991	Lees	Vegetationstypen	Relief, Horizont, Hydrol, Rauhigkeit+ Geol	22.5	CART
	Moore	Waldtypen	Relief, Horizont, Hydrol, Rauhigkeit+ Geol	22.5	CART
	Yee	Pflanzenarten	Klima	(-)	GAM+ GLM
1993	Brzeziecki	Pot. Nat. Waldgesellschaften	Relief+ Klima+ Boden	250+ 1000	Bayes
	Winiger	Pot. Vegetationsverteilung	Klima	(-)	Histogramm; Binärentscheid
1994	Brown, a	Baumgrenzlage, Vegetationstyp, NDVI	Relief, Rad, Findex	25	LOGIT/GLM
	Brown, b	Baumgrenz-Vegetationstyp	Relief, Rad, Findex, SPI + Feuer+ Lawinen	30	LOGIT/GLM+GAM
	Butler	Murgänge an Baumgrenze	Relief Rad, Findex, SPI+ Geol+ Schnee+ Vegtyp	30	PCA
	Michaelsen	Greenness Veg.-Index, Sampling Design	Relief, Hydrol+ Landnutzung+ Landbedeckung	10	CART
	Walsh	Baumgrenze (Position, Struktur)	Relief, Rad, Findex, SPI+ Lawinen-/Schneekarten	30	Regression+ GLM+ GAM
1995	Allen	Habitattypen/Nutzung	Relief+ Hasendung+ Deckungsgrad+ Bodeig	0,1-1	Clusteranalyse
	Deschwand.	Pflanzengesellschaft	Relief Rad+ Bedeckungsklassen	25	LOGIT
	Ferrari	Pflanzengesellschaft	Schnee	2	Overlay
	Bendix	Pflanzenart	Klima, Relief + Rad + Boden	(-)	Histogrammanalyse, Wahrscheinlichkeitsmodell
1996	Pickup	Vegetationsindex PD54	Relief, Flowac + Beweidung	20	Korrelation
	Braun	Pflanzenformationen	Relief, Rad	40	Booelan
1996 1999	Zimmermann	Pflanzenarten + Pflanzengesellschaften	Rad, Findex+ Klima+ Geologie	50	LOGIT
1997	Barrio	Land units (Veg, Bod)	Relief, Rad, Hydrol., Geol	10	Diskriminaznanalyse + Boolean
	Iverson	Waldarten u. Produktivität	Findex +Bodenspeicherkapazität	7.5, 30, 60	Regression+ LOGIT
	Miller	Biotische Gemeinschaften	Landschaftsmaße, Stöungsfrequenz	30	Kendalls tau- Korrelation
	Pinder	Vegetationstypen (TM)	Feuchteindex TRMI; Relief	30+100	Overlay, Kontingenztafeln
1998	Bolstad	Waldstruktur	Relief, Shape-Index	30 u., 80	Regression+ (Co)Kriging
	Etten	Pflanzengesellschaft	Relief+ Geol	25+250	CART+ LOGIT/GLM+ Boolean/PPD
	Franklin	Pflanzenarten	Relief, Rad + Klima	30+1000	GLM+ GAM+ CART
	Gottfried	Pflanzenarten	Relief+ Hydrol/Prozesse+ Rauhigkeit	1	CCA
	Guisan	*Carex curvula D*eckunsgrad	Relief, Rad, Klima, Schnee, Hydrol+ Permafrost + Geol	25	GLM+ LOGIT
	Lobo	Bedeckungstypen, NDVI	Relief, Bodenmächtigkeit, Maulwurfshügel	2	Kontingenztafeln, Variogramm, FFT
	Tappeiner	Pflanzengesellschaft	Relief, Rad, Hydrol, Klima + Nutzung	5	Diskriminanzanalyse
1999	Brosofske	Artenzusammenstezung	Landschaftsstrukturtyp	> 25	CCA
	Carmel	Vegetationsverteilung	Relief+ Deckungsgrad	10	Regression
	Motzkin	Waldzusammensetzung	Boden, historische Landnutzung, Hurrikan, Feuer	22.5	LOGIT
	Watts	Waldtypen	Relief, Lanform Index, Position + Boden+ Geologie	30	CART, Diskriminanzanalyse, Klassifikation
2000	Ryan	Waldböden	Relief, Hydrol, Rad, Klima, Bodeig+ TM1-7	10 u. 25+ 30 (TM)	CART + Regression
	Bridge	Artenzusammensetzung am Hang	Relief+ Position am Hang	50	PCA+ RDA
	Vayssières	Eichenarten	Relief, Rad, Klima, ET, VP+ Boden+ Geol	Punktuell	GLM+ CART
2001	Debeljak	Rotwild- Habitate	Relief+ Siedlungsnähe, Waldanteil u. –dichte +Rauhigkeit	100+ 200	CART

Relief= Höhe, Exposition, Hangneigung, Wölbung; Rad= Strahlung; Bodeig= Bodeneignung; ET= Evapotranspiration; VP= Länge der Vegetationsperiodeperiode; SPI= Snow Potential Index; Findex, Flowac= Feuchteindex
CART= Klassifikations- und Regressionsbäume; GLM= Generalized Linear Model; PPD= Parallel-Epiped; PCA= Hauptkomponenten-analyse; CCA= Kanonische Korrespondenzanalyse; FFT= Fast Fourier Transform

Tab. 1: Übersicht über einige Modellierungsansätze der Vegetation zwischen 1980 und 2001.

Für spätere Entwicklungen der nicht-parametrischen Modelle (z.B. Klassifikations- und Regressionsbäume (CART), Generalized Additive Models GAM, Neuronale Netzwerke) ist diese glockenförmige Verteilung keine Grundvoraussetzung mehr.
Bis heute werden je nach Datenlage und Forschungsansatz sowohl Boolean-Modelle und parametrische Modelle (meist in Form von logistischen Regressionen (LOGIT) /lineare Regressionsmodelle (Generalized Linear Modells GLM) als auch die neueren nicht-parametrischen Ansätze für die Modellierung der Vegetationsverbreitung eingesetzt. Sie werden dabei in ihrem Nutzen und ihrer gegenseitigen Über- oder Unterlegenheit in der Literatur kontrovers diskutiert. Obwohl die Modelle und ihre Ergebnisse allgemein nur schwer mit statistischen Maßen zu vergleichen sind (vgl. FRANKLIN 1998), kann die Modellgüte weitgehend durch die prozentuale „Trefferquote“ von Vorkommen oder Nicht-Vorkommen des zu modellierenden Vegetationstypus abgeschätzt werden.
Während BINZ und HEITZ (1990) mit Hilfe eines Parallel-Epiped Boolean-Modells schon 1988 unter Berücksichtigung ähnlicher Pflanzengesellschaften bis zu 68% Modellgenauigkeit im MaB Davos-Gebiet erzielt, erhöht FISCHER (1990) diese auf bis zu 90% (ebenfalls für ähnliche Gesellschaften), indem er einen wahrscheinlichkeitsbasierten Bayes-Ansatz wählt. BARRIO et al. (1997) erreicht mit Hilfe von Boolean-Ansätzen 61% Genauigkeit bei der Modellierung von Vegetations- und Landschaftstypen in den Pyrenäen. Im Gegensatz zu den Ergebnissen von FISCHER (1990) (s. o.) stellt ETTEN (1998) im Vergleich von Boolean, parametrischen (LOGIT) und nicht-parametrischen (CART)-Modellen für die Modellierung von Pflanzengesellschaften fest, daß Boolean und CART-Modelle die besten Modellgenauigkeiten liefern und im Mittel um 7% besser als die GLMs sind. Seit den frühen 90er Jahren sind auf Seiten der parametrischen Modelle hauptsächlich LOGIT-Modelle und Bayes-Wahrscheinlichkeitsmodelle in der Literatur zu finden, wobei die erzielten Genauigkeiten hier je nach Studie und Datenlage stark variieren: während DAVIS u. GOETZ (1990) mit Hilfe von LOGIT-Modellen für kalifornische Eichenwälder nur 40% Modellgenauigkeit erreichen und BROWN (1994a) ebenfalls zwischen 30% und 50% Übereinstimmung mit der Realität erzielt, berichteen ZIMMERMANN u. KIENAST (1999)/ZIMMERMANN (1996) von 55-58% bei alpinen Pflanzenarten und -gesellschaften, IVERSON et al. (1997) von 70% bei Nutzung eines 7.5m aufgelösten DHMs und schließlich FRANKLIN (1998) von Übereinstimmungen zwischen 70 und 95% für einzelne Pflanzenarten (jeweils alle mit logistischer Regression).
Auf Seiten der nicht-parametrischen Modelle sind es in der Vegetationsmodellierung zu einem geringeren Anteil die Generalised Additive Models (GAMs) als vielmehr die CART-Ansätze, die zunehmend eingesetzt werden. Auch hier sind große Unterschiede in den Ergebnissen Anlaß dafür, daß sich bislang kein Modelltyp durchsetzen konnte und allenfalls Gütetendenzen erkennbar sind: RYAN et al. (2000) erzielen 50% Genauigkeit mit CART-Modellen, während MOORE et al. (1991a) 87% erreichen. Selbst innerhalb der Studie von LEES u. RITMAN (1991), die das gleiche Modell mit gleichem Parametersatz wie MOORE verwenden, variiert die Vorhersagegenauigkeit zwischen 19% und 70% je nach Vegetationstyp.
Übereinstimmend in ihrer Aussage bezüglich vergleichender Modellgenauigkeit kommen jedoch alle fünf Studien von YEE und MITCHELL (1991), FRANKLIN (1998), ETTEN (1998), WATTS (1999) und VAYSSIÈRES et al. (2000) trotz verschiedenster abhängiger Variablen und Parametersätzen zu dem Ergebnis, daß nicht-parametrische Ansätze sowie z.T. Boolean-Modelle im direkten Vergleich

höhere Genauigkeiten liefern als parametrische Ansätze. Innerhalb der nicht-parametrischen Ansätze deutet sich eine höhere Güte für CART-Ansätze an, die jedoch bisher nur anhand weniger Fallstudien belegt ist.
Lediglich der Vollständigkeit halber sollte einerseits noch auf die einschränkende Bedeutung der Prediktorenauswahl und -verfügbarkeit eingegangen werden. Andererseits sei zum Stand der Forschung noch angefügt, daß oben angeführte Ansätze ebenfalls für die Modellierung der Biodiversität eingesetzt werden, wie beispielsweise in der Studie von WOHLGEMUTH (1998).

Ein letzter, jedoch sehr wichtiger Aspekt der Entwicklung von Vegetationsmodellen besonders für Hochgebirgsräume liegt in ihrem Einsatz für die Simulation von Auswirkungen eines sich wandelnden Klimas (vgl. WANNER et al. 2000): durch den bereits aktuell zu beobachtenden und prognostizierten weiteren Temperaturanstieg wird nicht zuletzt die Vegetation der Hochgebirge eine massive Veränderung ihrer räumlichen Verteilung erfahren. Da die rasche vertikale Abfolge verschiedener Höhen- und Vegetationszonen im Hochgebirge mögliche Veränderungen transparenter macht als im Flachland, werden viele Modellszenarien entwickelt und mit Hilfe von Dauerbeobachtungsflächen validiert. Entsprechende Arbeiten finden sich bei LAUER (1991), KRAUCHI u. KIENAST (1993), BENISTON (1994), BRZEZIECKI et al. (1995), KIENAST et al. (1995), FISCHLIN u. GYALISTRAS (1997), HOFGAARD (1997), CERNUSCA et al. (1998), KIENAST et al. (1998), BÜRGI (1999), IVERSON et al. (1999) sowie DIRNBOCK u. GRABHERR (2000).

Skalen in der geowissenschaftlichen Forschung

Obwohl Skalen sowohl in der räumlichen wie auch zeitlichen Dimension eine wichtige Rolle spielen, gab es in der geographischen Forschung bis vor einigen Jahren relativ wenige Untersuchungen zur Skalenproblematik selbst. In den letzten Jahren jedoch mehren sich Ansätze, die über eine singuläre Skala hinaus vor allem im Kontext hierarchischer Systembetrachtungen die Effekte unterschiedlicher Skalen für die (geowissenschaftliche) Forschung untersuchen. Eine der zentralen Annahmen im Zusammenhang mit der Skalendiskussion in der Vegetationsökologie und –modellierung ist, daß die verwendeten Daten je nach Auflösung und Aggregierungszustand unterschiedliche Informationsgehalte aufweisen und unterschiedlich skalierte Phänomene detektieren können (BIAN 1997, S. 14). Dies ist besonders im Kontext hierarchisch strukturierter natürlicher (Öko-)Systeme und Landschaften von Bedeutung (FRANKLIN u. WOODCOCK 1997, S. 141). Im folgenden wird daher ein kurzer Überblick über die Skalendiskussion im Zusammenhang mit vegetationsökologischen Studien, Modellen und für die vorliegende Arbeit relevante sonstige Arbeiten gegeben, wie er sich zur Zeit in der Literatur darstellt. Dabei muß grundsätzlich zwischen der Skala eines Phänomens oder Objektes und der datentechnischen Auflösung unterschieden werden: während jedes Objekt oder Phänomen zumeist eine feste Skala hat, kann die Datenauflösung beliebig variieren.
Allgemeine Arbeiten zur Skalenproblematik in der GIS-Technologie und bei der Verwendung von Fernerkundungsdaten sind die von CAO u. LAM (1997), GOODCHILD u. QUATTROCHI (1997), QUATTROCHI u. GOODCHILD (1997), TREITZ u. HOWARTH (2000). Im Bereich der Landschaftsmaße ist die Skalenbetrachtung ebenfalls ein wesentlicher Aspekt, einige Beispiele hierzu finden sich in CAIN et al. (1997), BLASCHKE u. PETCH (1999), BROSOFSKE et al. (1999), GRIFFITH et al. (2000).

Im Kontext der geomorphometrischen Analyse von Höhenmodellen beschäftigt sich ANDRLE (1994,1996) mit Selbstähnlichkeiten auf charakteristischen Landschaftsskalen. Die verschiedenen Aspekte der Skalenproblematik hinsichtlich der Auflösungsgenauigkeit für die kombinierte Verwendung von Raster-Fernerkundungsdaten, GIS-Technologie und DHMs dokumentieren FLORINSKY (1998) sowie WALSH et al. (1998) im besonderen Hinblick auf geomorphologische Forschungsansätze. Auf zwei verschiedenen Skalen (25m, 250m) extrahieren WANG u. YIN (1998) Gewässernetze aus DHMs und folgern, daß generell bessere Ergebnisse aus dem höher aufgelösten DHM resultieren. Darüber hinaus sind die Flußlängen aus dem DHM250 beispielsweise wesentlich genauer als die Neigungsparameter, jedoch verbessern sich letztere mit steigender Geländekomplexität. Der Vergleich zwischen verschiedenen Einzugsgebieten schließlich ergibt keine Abhängigkeit der Parametergenauigkeit von der Gebietsgröße. FLORINSKY u. KURYAKOVA (2000) vergleichen die Repräsentation topographischer Objekte durch DHMs verschiedener Auflösung von 1m bis 7m und kommen zu dem Schluß, daß nur im Auflösungsfenster des DHMs zwischen 2.25m und 3.25m hohe Korrelationen zwischen Reliefparametern und Bodenfeuchte auftreten. KENWARD et al. (2000) vergleichen die Abflußvorhersage von hydrologischen Modellen auf der Basis von 30m DHMs mit Referenzabflüssen eines 5m DHMs. Es ergibt sich aus dem Auflösungs- und damit auch Skalenunterschied eine Abweichung in der Vorhersage des mittleren Jahresabflusses von bis zu 7%. Neben der Abflußmenge beeinflußt die Auflösung des DHM jedoch auch maßgeblich die Form des Hydrographen: die gröberen DHMs simulieren niedrigere Abflußspitzen mit mehr Basisabfluß als das höher aufgelöste DHM. Die Einflüsse der räumlichen Auflösung des DHMs auf die Modellierung von Bodeneigenschaften dokumentieren THOMPSON et al. (2001) im Vergleich zwischen 10m und 30m: das 30m DHM produziert geringere Hangneigungen auf steilen Hängen, steilere Hangneigungen auf flachen Hängen, geringere Amplituden der Wölbung und größere kontributive Einzugsgebiete in höheren Lagen, dagegen jedoch kleinere in tieferen Lagen. BURNETT et al. (1998) und NICHOLS et al. (1998) schließlich erarbeiten auf Landschafts- und Bestandes-Skala unterschiedliche Einflüsse geomorphologischer Heterogenität auf die Biodiversität.
All diese Studien belegen, daß die Auflösung des DHMs enorme Auswirkungen auf die Ergebnisse der jeweiligen Studie haben kann. Die Zusammenhänge zwischen horizontaler und vertikaler Auflösung des DHMs, den Reliefparametern und deren Auswirkung auf die jeweilige Untersuchung sind bislang nicht ausreichend untersucht und machen für die Zukunft eine eindeutige Quantifizierung notwendig, um mögliche methodische Analysefehler aufgrund der verwendeten Daten abzuschätzen und von inhaltlichen Fehlern abgrenzen zu können.

Die allgemeine Skalendiskussion im Zusammenhang mit der Vegetation ergibt sich aus den unterschiedlichen Auffassungen von Vegetation als Kontinuum versus diskreten Klassen. Die meisten Klassifikationsschemata diskretisieren die Vegetation auf hierarchische Weise, indem feinere Unterteilungen wie z.B. Assoziationen in gröbere Kategorien (z.B. Verbände) „genestet“ werden. Die Grenzen zwischen diesen Einheiten sind im Sinne der Skalendiskussion meist ungenügend definiert und stellen sich oft als Übergangsbereiche dar (siehe zum Problem Vegetation als Kontinuum oder als diskrete Klassen Kapitel C2). Je nach Klassifikationsansatz (z.B. syntaxonomisch, zeitlich oder räumlich) beinhalten die Vorgehensweisen implizit gewisse Skalenannahmen, die jedoch nicht explizit

formuliert werden (vgl. ALLEN u. HOEKSTRA 1990, S. 5, FRANKLIN u. WOODCOCK 1997, S. 144).

Mit der Abgrenzung skalenbedingter gegen konventionelle Organisationslevel in der Ökologie befassen sich ALLEN u. HOEKSTRA (1990) und schlagen eindeutige Definitionen für verschiedene hierarchische Begriffe der Ökologie (wie z.B. Gesellschaft und Ökosystem) vor. Für die Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Vegetation und Standortfaktoren ergeben sich aus den bereits oben angesprochenen Studien ebenfalls konkrete Ergebnisse in Bezug auf die Skalendiskussion. REED et al. (1993) und GOTTFRIED et al. (1998) stellen beispielsweise fest, daß Zusammenhänge zwischen Relief und Vegetation auf einigen Skalen nachzuweisen, auf anderen dagegen nicht signifikant sind. Darüber hinaus nehmen bei REED die Korrelationen generell mit abnehmender Auflösung zu. LOBO et al.(1998a) dagegen können gleichbleibende Zusammenhänge zwischen NDVI und Reliefparametern auf verschiedenen Skalen belegen, WALSH et al. (1997) untersuchen diese Zusammenhänge speziell für Hochgebirgsräume. DESCHWANDEN-STEINER (1995) wählt einen Ansatz, in dem allein aufgrund der Daten eine große Skalenamplitude abgedeckt und unterschiedliche Skalen miteinander in Beziehung gesetzt werden, indem sie eine 5m aufgelöste Vegetationskarte mit Reliefparametern aus einem 25m aufgelösten Höhenmodell verschneidet und modelliert. Durch die Unterschiede in der Auflösung sind die groben räumlichen Muster zwar modellierbar, die räumlichen Feinheiten werden jedoch schlecht simuliert. IVERSON et al. (1997) folgern im Vergleich von drei Höhenmodellen (7.5m bis 60m) für die Modellierung der Waldzusammensetzung in ähnlicher Weise, daß bei höherer Auflösung des DHM bessere Ergebnisse erzielt werden können. Die grobe Auflösung von Umweltvariablen wird ebenfalls von FISCHER (1990) als eine der hauptsächlichen Restriktionen gegenwärtiger Vegetationsmodelle angesehen. Den Einsatz von verschieden skalierten Reliefparametern fordern sowohl BROWN (1994b) als auch GOTTFRIED et al. (1998) für eine umfassende Untersuchung der Zusammenhänge zwischen Vegetation und Relief.

Auf Seiten der Vegetationsskalen schließt dagegen ETTEN (1998) aus seinen Untersuchungen in Bezug auf die Modellierung von Pflanzengesellschaften, aggregierten Subgruppen und Gruppen, daß höhere Aggregationsstufen und damit gröbere Skalen seitens der Vegetation eine bessere Modellgenauigkeit liefern als eine feinere Skala. Dies bestätigen auch die Untersuchungen von ZIMMERMANN u. KIENAST (1999), die für Pflanzengesellschaften genauere Modelle erzielen als für einzelne Spezies.

Es ergibt sich daraus einerseits die Tendenz, daß mit zunehmender Auflösung des Höhenmodells und damit mit einem höheren Detaillierungsgrad die Modellergebnisse besser und Analysegenauigkeiten höher werden. Andererseits scheint jedoch für die Vegetation tendenziell eine Vereinheitlichung der ökologischen Standortansprüche auf einem gewissen Aggregationslevel stattzufinden, so daß sich hier die räumliche Auflösung in Bezug auf die Statistik eher umgekehrt verhält im Vergleich zu den Höhenmodellen. Letztlich ist dieser Sachverhalt bislang nicht genau geklärt. Es zeichnet sich jedoch ab, daß die höchsten Genauigkeiten ökologischer Standortanalysen und Vegetationsmodelle in der geeigneten Skalenkombination der verschiedenen Ausgangsdaten liegen. FRANKLIN (1998, S. 745) folgert daraus für zukünftige Forschungsansätze in der Vegetationsmodellierung, daß „[f]uture research will address the accuracy and resolution requirements for digital terrain data used to estimate the [vegetation] variables cited above, in order to thoroughly test their significance in predictive models“.

A1.3 Innovationen der vorliegenden Arbeit

Resultierend aus dem aktuellen Stand der Forschung ergeben sich Innovationen in der vorliegenden Arbeit wie folgt:

- Die Analysen werden auf der Basis von zwei zentralalpinen Tälern mit einer Gesamtfläche von 278 km² bei einer vergleichsweise hohen räumlichen Auflösung von 5m durchgeführt. Bisherige Ansätze berücksichtigen entweder kleinere Untersuchungsräume wie z.B. einzelne Höhenstufen mit hoher räumlicher Auflösung oder jedoch regionale (z.B. Gesamtschweiz) bis globale Ansätze mit wesentlich reduzierter Auflösung.
- Traditionelle Kartiermethoden, verbunden mit halbautomatischen Auswerteverfahren multiskaliger Fernerkundungsdaten werden für die Erstellung der 5m aufgelösten Vegetationskarte mit Differenzierung von 52 botanisch-syntaxonomischen Einheiten eingesetzt. Dabei werden die Vorteile der hohen räumlichen Auflösung und Genauigkeit einer Kartierung mit der synoptischen, spektralen Perspektive von Fernerkundungsdaten kombiniert. Bisherige Studien fokussieren meist entweder räumlich oder jedoch bei größeren Gebieten zumindest auf einige wenige Vegetationsklassen. Vorteile der vorliegenden Untersuchung ergeben sich demgegenüber aus der direkten Vergleichbarkeit der Vegetationseinheiten in einem einzigen Untersuchungsraum bei hoher räumlicher Auflösung. Während botanische Klassifikationen in der Mehrzahl der bisherigen Anwendungen singulär durch Kartierung differenziert wurden, wird hier das zusätzliche Potential von Fernerkundungsdaten für botanisch-pflanzensoziologische Differenzierungen analysiert.
- Die vollständige Parametrisierung bzw. Indikation aller Habitat-Standortfaktoren ausschließlich durch Reliefparameter dient der Erweiterung der bislang in geringem Umfang vorliegenden Studien zur Erfassung des Potentials topographischer Daten (in Form von Digitalen Höhenmodellen) für die ökologische Vegetationsanalyse und –modellierung. Erstmalig wird dabei der potentielle Nutzen geomorphometrisch (per Reliefklassifikation) abgeleiteter Reliefobjekte und -formelemente für die Indikation von Vegetationsstandorten analysiert.
- Die statistische Analyse von Daten mit einer räumlichen Auflösung von 5m ergibt insgesamt ca. 30 Mio. Datenpunkte, die eine hohe Genauigkeit und statistische Sicherheit in der Berechnung der Randbedingungen für die Modellierung ergeben. Bisherige Modelle stützen sich weitgehend auf Punktdaten, die mit Hilfe von wenigen hundert oder seltener tausend Datenpunkten flächendeckend Verbreitungen simulieren. Während ihr Schwerpunkt in erster Linie auf der Erzeugung möglichst zuverlässiger Flächendaten liegt und erst daraus auf die Güte der Modelle und Eingansparameter rückgeschlossen wird, dient der vorliegende Ansatz umgekehrt in erster Linie der Analyse von flächendeckend vorliegender Vegetations-Relief-Information zum verbesserten Verständnis von Standort-Wirkungsgefügen, die dann in einem zweiten Schritt in Modellen validiert werden. Obwohl die Frage nach der Übertragbarkeit auf andere Gebiete im diesem Rahmen offen bleiben muß, kann aufgrund der hohen Datendichte die vorliegende Arbeit zuverlässig zu einer generellen Verbesserung der Kenntnis ökologischer, reliefbedingter Standortanforderungen von Hochgebirgsvegetation im Sinne der Grundlagenforschung beitragen.
- Die Verwendung multiskaliger Daten erweitert zudem in methodischer Hinsicht den derzeitigen Kenntnisstand über die Auswirkungen unterschiedlich skalierter Rasterdatensätze auf ökologische

Analysen und räumliche Modellierungen. Sie läßt Rückschlüsse auf geeignete Skalenkombinationen zwischen Vegetations- und Reliefdaten zu.

A1.4 Vorgehensweise und struktureller Aufbau der vorliegenden Arbeit

Um den zentralen Fragestellungen der Arbeit nachzugehen und die zur Verfügung stehenden Daten optimal zu kombinieren, werden zunächst die verwendeten Fernerkundungsdaten vorprozessiert und zusammen mit dem Digitalen Höhenmodell und den Zusatzdaten in ein Geographisches Informationssystem integriert. Ein hierarchischer Klassifikationsschlüssel wird in Abstimmung mit den inhaltlichen Anforderungen zur Erfassung von gröberen strukturellen Einheiten bis hin zu möglichst feinen, im botanischen Sinn homogenen Lebensräumen erstellt. Diverse Geländeaufenthalte liefern Kartierungsergebnisse, Trainingsgebiete und repräsentative Artenlisten für das 278km² große Untersuchungsgebiet. Mit Hilfe neuer Ansätze der modernen Bildverabeitung, unterstützt durch partiell flächendeckende Kartierung, werden zwei Vegetationskarten erstellt und iterativ im Gelände und anhand von Kontrollpunkten validiert: die erste Karte basiert auf den Satellitendaten und hat eine Auflösung von 25m, die zweite resultiert aus der Kombination von Luftbildbearbeitung und Kartierung und hat eine räumliche Auflösung von 5m. Die Nutzbarkeit und die Grenzen von Satellitendaten für den Einsatz im Untersuchungsgebiet und für die Erfassung von Vegetationsstandorten der verschiedenen Hierarchiestufen werden in einem Vergleich der beiden Karten evaluiert.

Gleichzeitig werden aus dem Digitalen Höhenmodell Reliefparameter zur Indikation der klimatischen, hydrologischen und geomorphologischen Standortbedingungen abgeleitet. Daneben wird nach drei verschiedenen Ansätzen das Hochgebirgsrelief in Bereiche homogener geomorphometrischer Eigenschaften untergliedert und die Landschaft im Sinne von „Geotopen“ strukturiert, um deren räumliche Muster mit denen der Vegetationsstruktur zu verschneiden.

Nach der vergleichenden Analyse der beiden Vegetationskarten werden statistische Untersuchungen zum Zusammenhang zwischen Vegetation und Relief durchgeführt. Dabei werden zunächst deskriptiv-statistische Analysen und Flächenbilanzierungen vorgenommen; nachfolgend werden analytisch-statistische Zusammenhänge nach verschiedenen Methoden abgeschätzt.

Resultierend aus diesen Ergebnissen schließt sich eine Modellierung der räumlichen Verbreitung ausgesuchter Vegetationsverbände anhand der als wichtig identifizierten Reliefparameter an, wobei zwei verschiedene Verfahren zum Einsatz kommen.

Abb. 2 zeigt zusammenfassend den schematischen Aufbau der Arbeit. Im Kapitel A erfolgt eine Einführung in das Untersuchungsgebiet mit Schwerpunkt auf den für die inhaltliche Fragestellung der Arbeit wichtigen Faktoren.

Daran anschließend werden im Kapitel B die Grundlagen, die zum ökologischen Verständnis der Hochgebirgsvegetation notwendig sind, in Form von abiotischen und biotischen Standortfaktoren vorgestellt, bevor näher auf ihren Zusammenhang mit dem Relief eingegangen wird.

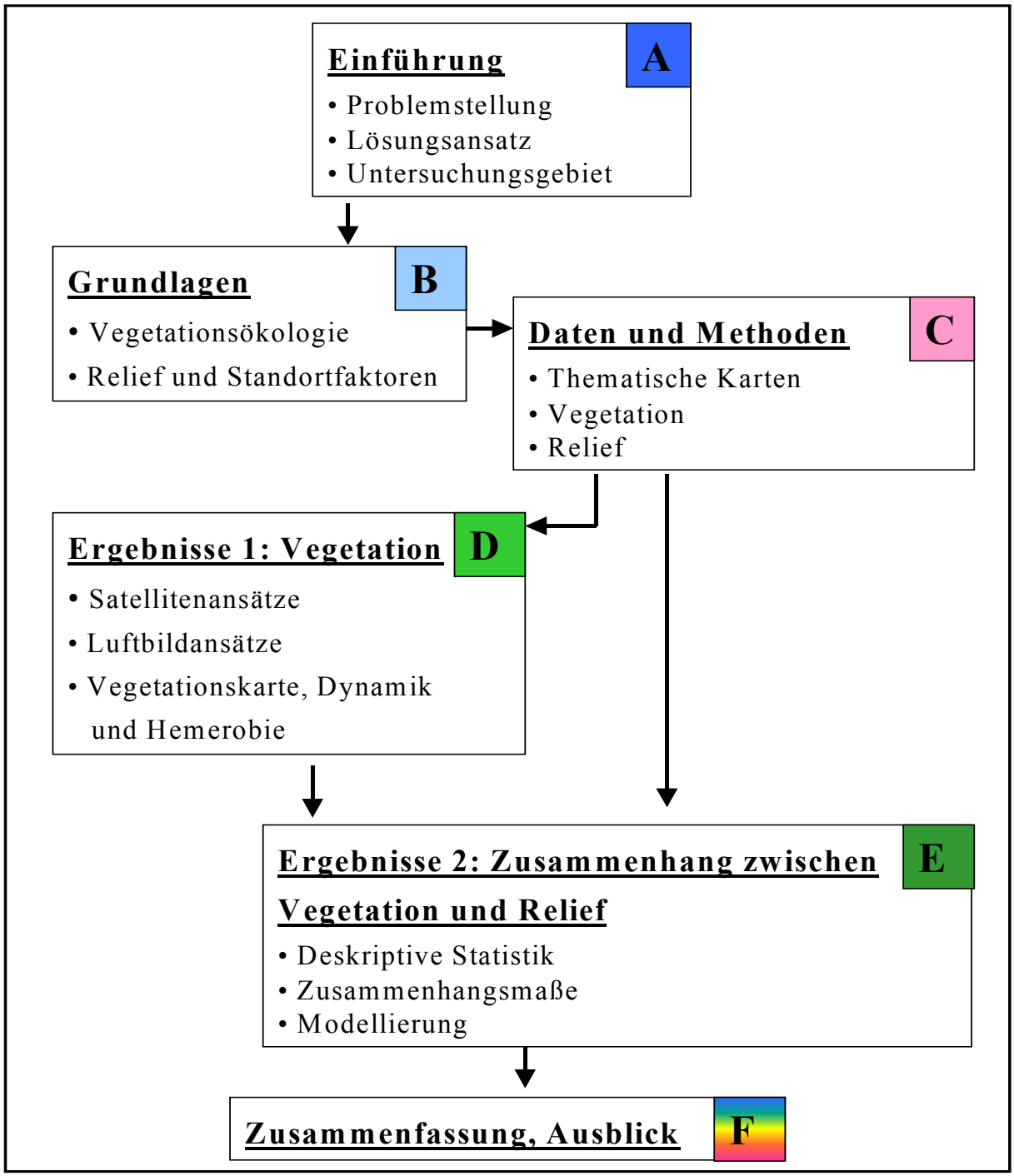


Abb. 2: Struktureller Aufbau der vorliegenden Arbeit.

Das Kapitel C befaßt sich mit den Daten und stellt die in der vorliegenden Arbeit verwendeten Methoden vor. Nach den digitalen Zusatzdaten werden zunächst die Fernerkundungsdaten, die Verfahren zu ihrer Vorprozessierung und ihre Integration in ein Geographisches Informationssystem dargestellt. Im Anschluß an die Erläuterung der Geländekampagnen geht es um die Weiterverabeitung und die Verschneidung von Fernerkundungsdaten und Geländeerhebungen. Im letzten Abschnitt des Kapitels C werden die geomorphometrischen Berechnungen von Reliefparametern und die Verfahren der Reliefklassifikation vorgestellt.

Die vorliegende Arbeit hat 2 Ergebniskapitel. Das erste (Kapitel D) befaßt sich mit den erstellten Vegetationskarten, einer Beurteilung der verwendeten Methodik und der erzielten Genauigkeiten

sowie mit einem inhaltlich-technischen Vergleich der auf den unterschiedlich aufgelösten Daten basierenden Karten; in diesem Zusammenhang werden Einsatzmöglichkeiten und Grenzen der Satellitenfernerkundung diskutiert. Anschließend wird die endgültige Vegetationskarte vorgestellt und dokumentiert. Auf der Basis der hochauflösenden Karte vor dem Hintergrund der anthropogen veränderten Kulturlandschaft im Untersuchungsgebiet wird abschließend eine Hemerobiekarte abgeleitet.
Im Zentrum des zweiten Ergebniskapitels E steht die statistische Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Vegetationseinheiten, Reliefparametern und der Reliefklassifikation. Anschließend werden die Resultate der Verbreitungsmodellierung exemplarischer Vegetationseinheiten erläutert.
Kapitel F faßt die Ergebnisse zusammen und gibt einen Ausblick auf zukünftige Einsatzmöglichkeiten und potentielle weiterführende Forschungen.
Da im Text weitgehend pflanzensoziologische Verbandsbezeichnungen und *lateinische* Artennamen verwendet werden, befinden sich im Anhang 7 eine ausklappbare Verbandstabelle sowie im Anhang 10 eine Artenliste mit den deutschen Artennamen.

A1.5 Multiskaliger Ansatz

Der Begriff „Skala“ ist einer der am meisten diskutierten Begriffe der modernen Geowissenschaften, der vor allem im Zusammenhang mit Geographischen Informationssystemen und Fernerkundung zunehmend an Bedeutung gewinnt. Dabei wird „Skala“ einerseits für die Magnitude, d .h. die räumliche Ausdehnung einer geographischen Untersuchung, zum anderen jedoch auch für ihren Detaillierungsgrad bzw. ihre räumliche Auflösung verwendet (GOODCHILD u. QUATTROCHI 1997, S. 1). Im Hinblick auf EDV-und GIS-gestützte Analysen sind es in besonderem Maße speicher- und datenverarbeitungstechnische Belange, die durch ihre enge Kopplung an die Skalenbetrachtung der wissenschaftlichen Untersuchung geographischer Phänomene Beschränkungen auferlegen.
In der vorliegenden Untersuchung ist es weniger ein Multiskalenansatz im Sinne fließender Übergänge eines **kontinuierlichen**, integrativ-hierarchischen Skalenraums, in dem die Analyse der Hochgebirgsvegetation steht; vielmehr ergeben sich aufgrund der Integration von verschieden aufgelösten Rasterdaten (also Skala im Sinne des Detaillierungsgrades) für die Erfassung der relevanten Objekte und Phänomene unterschiedliche **diskrete** Skalen der Betrachtung. Man muß dabei für die Skalenbetrachtung einerseits zwischen den realen Phänomenen und Objekten, die analysiert werden, und den zu diesem Zweck verwendeten Daten unterscheiden, wobei die Datenskalen der Fragestellung und dem betrachteten Objekt angemessen sein sollten. Abb. 3 gibt einen Überblick über die zeitlichen und räumlichen Skalen, die für die vorliegende Arbeit in Bezug auf die betrachteten Objekte und auf die genutzten Daten relevant sind.
Die realen Objekte bzw. Komponenten der Landschaft sind in der Abb. 3 durch abgerundete Formen gekennzeichnet, um sie gegenüber den Daten abzugrenzen, die an eckigen Formen erkennbar sind.
Die betrachteten realen Objekte sind einerseits die Vegetation von der kleinsten räumlichen Skala der Pflanze mit typischer Horizontalerstreckung von Zentimetern bis wenigen Metern über den pflanzensoziologischen Verband bis hin zur Formation mit typischer Längenerstreckung im Kilometerbereich.

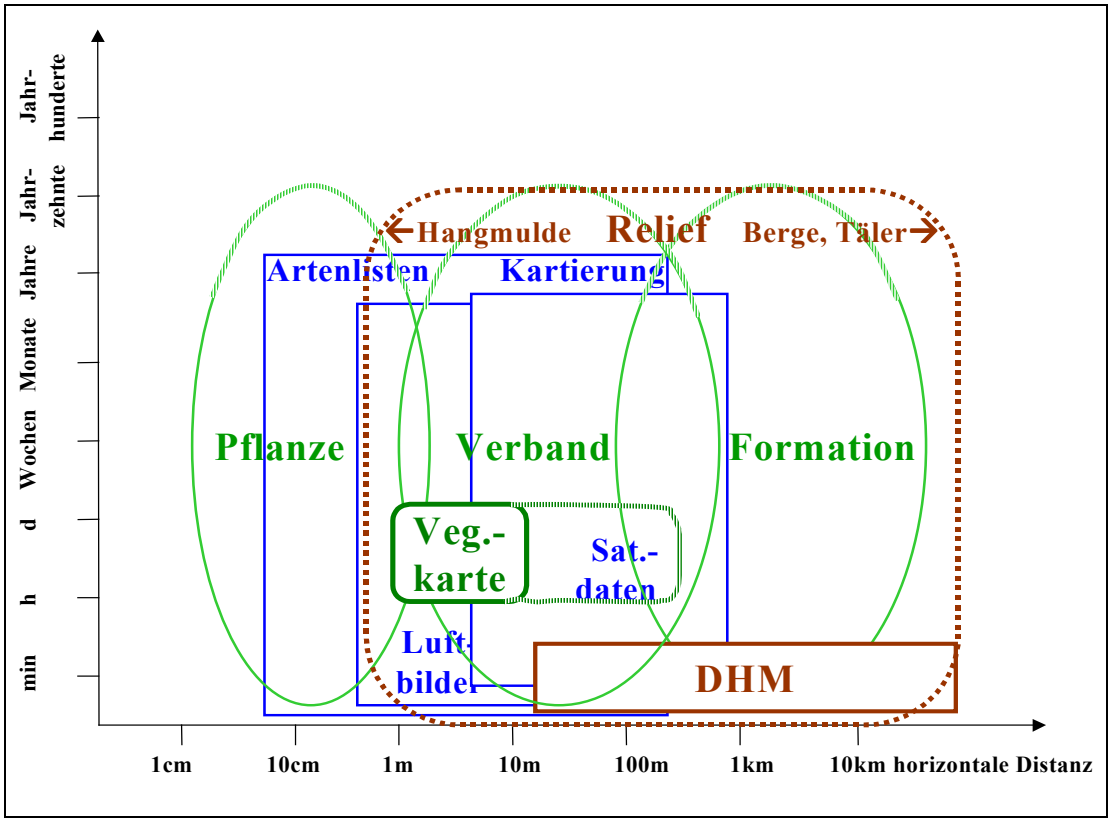


Abb. 3: Objekt- und Daten-Skalen der vorliegenden Arbeit.

Andererseits sind es die in der vorliegenden Arbeit betrachteten Komponenten des Reliefs, die von Größenordnungen wie Hangmulden, die im Sinne von DIKAU (1988) dem Mikrorelief B entsprechen, bis hin zu Bergen und Tälern im Bereich des Mesoreliefs B reichen. Einzig die erstellte Vegetationskarte wird durch eine halbrunde Form repräsentiert, da sie einerseits die Realität wiedergibt, andererseits eine datentechnische Abstraktion darstellt.

Die sowohl auf der Zeit- als auch auf der Raumachse gestrichelte Linie des Reliefs sowie die auf der zeitlichen Skala nach oben offenen Vegetationskomponenten und die räumlich offene Komponente der Vegetationskarte deuten an, daß das Phänomen selber sich zwar noch weiter erstreckt, der für die Untersuchung relevante Ausschnitt jedoch an den gezeichneten Grenzen endet.

In Bezug auf die Vegetationsdaten, d.h. Artenlisten, Luftbilder und Satellitendaten fällt auf, daß ihre Schnittmenge inhaltlich mit den pflanzensoziologischen Vegetations-Verbänden zusammenfällt, ihre zeitlichen und räumlichen Skalen stimmen mit jenen überein, bei den Satellitendaten liegt jedoch der kleinste Überschneidungsbereich. Typische Zeit- und Reaktionsskalen der Vegetation bewegen sich zwischen Minuten (beispielsweise bei einer Zerstörung von Wald durch Lawinenereignisse binnen Sekunden) und Jahren im Fall der Wiederbewaldung oder Gletschervorfeld-Sukzessionen. Allein vom Skalenstandpunkt betrachtet eignen sich daher die ausgewählten Daten für die Ausweisung der pflanzensyntaxonomischen Hierarchiestufe des Verbandes.

Das verwendete Digitale Höhenmodell (DHM), das als Repräsentation für das Relief verwendet wird, deckt in der räumlichen Skala weitgehend die relevanten Reliefkomponenten ab, wobei nach unten hin Grenzen der Erfaßbarkeit von Reliefobjekten, die für die Untersuchung relevant sind, erreicht werden. Auf der zeitlichen Skala stellt das Höhenmodell nur eine statische Momentaufnahme dar, während multitemporale Fernerkundungsdaten und die Kartierung Einblicke über Zeitschnitte mehrerer Jahre

erlauben. Da jedoch das Relief abgesehen von kleinflächigen Rutschungsprozessen als weitgehend konstant über den betrachteten Zeitraum angesehen werden kann, fällt die statische Datenstruktur nicht negativ ins Gewicht.

Während sich die räumliche Erstreckung des DHMs weitgehend mit der der Satellitendaten deckt, hat sie nur eine minimale Schnittfläche mit der räumlichen Luftbildskala sowie nur bedingt mit der Vegetationskarte. Daher ergibt sich ebenfalls, daß die Vegetationskarte einen höheren räumlichen Detaillierungsgrad als das DHM hat. Die Untersuchung der aus den unterschiedlichen Skalen resultierenden Effekte ist ein zentraler methodischer Aspekt der vorliegenden Arbeit, der sich bei den Daten und Methoden sowie bei der inhaltlichen Interpretation in den Ergebniskapiteln wiederfindet.

A2 Das Untersuchungsgebiet

A2.1 Allgemeine geographische Lage des Untersuchungsgebietes, Topographie

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich zwischen 7° 38´E/ 46° 28´N und 7° 57´E/ 46° 06´N im Hochgebirge des Schweizer Kantons Wallis und umfaßt einen Transekt vom Lötschental an der Südabdachung der Berner Alpen über das Rhônetal zum Turtmanntal in den Walliser Alpen (siehe Abb. 4). Der Untersuchungsraum hat eine Fläche von 278.86 km² und ist im Hinblick auf Relief/Topographie, Klima, menschliche Nutzung und Vegetation von starken Gradienten geprägt, ein essentielles Kriterium für die Wahl des Gebietes. Die mittlere Höhe des von der kollinen bis zur Nivalstufe alle Vegetations-Höhenstufen umfassenden Untersuchungsgebietes beträgt 2240m.

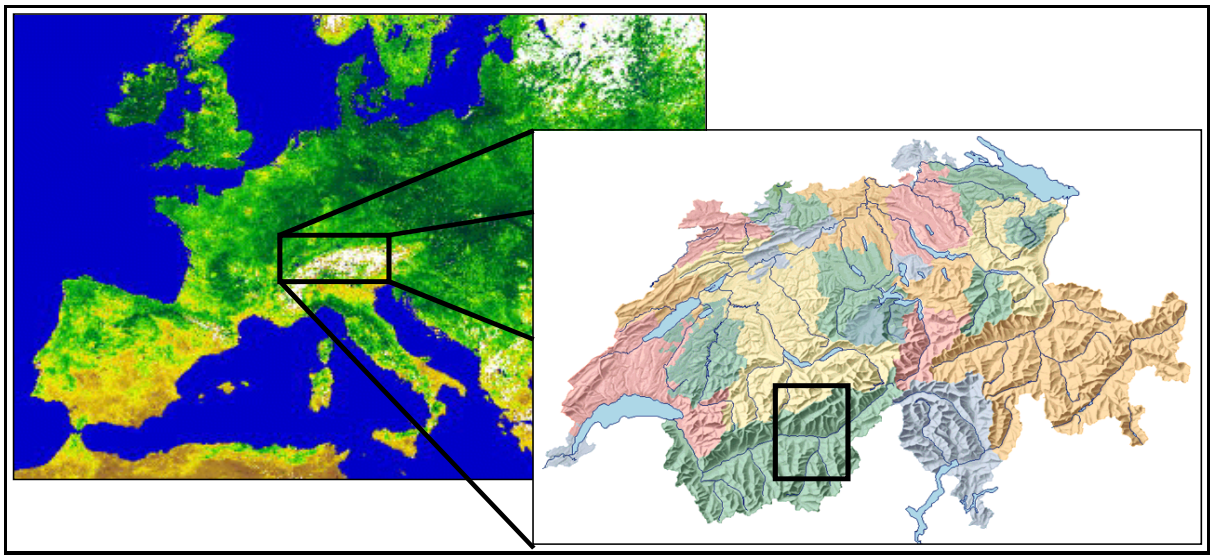


Abb. 4: Lage des Untersuchungsgebietes.

Das Lötschental (siehe Abb. 5 links) erstreckt sich von der Lötschenlücke (3204m) auf 17km gleichverlaufend mit dem Streichen des Finsteraarhornmassiv nach SW bei einer mittleren Höhe des Talbodens zwischen 2000m im Gletschervorfeld und 1350m bei der Gemeinde Ferden. Von dort biegt es fast rechtwinklig nach Süden ab (BACHMANN-VOEGELIN 1984), und verläuft auf den nächsten 10km bis nach Gampel (630m) im Rhônetal als Steilschlucht. Auf ca. 2000m treten die Trogschultern deutlich hervor, in Südexposition liegen auf ihnen die bewirtschafteten Hochflächen, die zu den vier Talgemeinden Ferden, Kippel, Wiler und Blatten gehören.

Als höchste Erhebungen sind an der durchschnittlich 1600m hohen Nordabdachung des Lötschentals das Mittaghorn (3887 m) und das Grosshorn (3765 m) und an der im Mittel 200m höheren Südflanke das Bietschhorn (3953 m) und das Schienhorn (3807 m) zu nennen. Im Westen bilden Ferden-, Lauchern- und Faldumgrat den Talabschluß.

Während das Lötschental durch sein steiles Relief (∅ Hangneigung Schatthang 40°, Sonnhang 35°) mit markanten Gipfelgraten geprägt ist, stellt sich das Rhônetal mit einer 1,5km breiten Ebene auf 630m und mit im Mittel schwächer geneigten Hängen (∅ 27°) sehr weitläufig dar (siehe Abb. 5 rechts).

Abb. 5: Das Lötschen- (links) und Rhônetal (rechts).

Auf den Trogschultern des ehemaligen Rhônegletschers liegen verschiedene Siedlungen mit ihren alpwirtschaftlichen Nutzflächen. Die höchsten Erhebungen der Lötschental-Südrampe sind westlich der Steilschlucht Goppenstein-Gampel der Nirven (2769m) und das Schwarzhorn (2511m) sowie östlich das Chistehorn mit 2785m. Südlich der Rhône bilden das Ergisch- (2633m) und das Emshorn (2526m) die höchsten Erhebungen der nordexponierten Flanke des Rhônetals.

Abb. 6: Das Turtmanntal.

Das Turtmanntal (Abb. 6) liegt südlich des Rhônetals. Mit einer Fläche von ca. 110 km^2 verläuft das Tal in Nord - Süd Richtung und erstreckt sich vom Ort Turtmann auf 620m NN im Rhônetal über einen ca. 6 km langen Steilanstieg zwischen Unter-/Oberems und Ergisch bis zum Anfang des eigentlichen Wohntals. Von dort verläuft das Bachbett der Turtmänna auf einer Talbodenhöhe zwischen 1800m und 2100m 7km lang über einen weiteren Steilanstieg im Anstehenden zum Turtmanngletscher im Talschluß auf 2260m NN.

Bei einem axialen Blick in das Turtmanntal erkennt man seine ebenfalls pleistozäne Trogtalform, die Trogschultern liegen mit 2400m im Bereich der oberen Waldgrenze. Die zweigeteilte Talmorphologie (siehe A2.5) führt zu einer Gliederung in ein sommerlich bewohntes Muldental mit dem Doppelort

Gruben/Meiden (1818m NN) und ein siedlungsfeindliches Kerbtal, das mit einem 50 m hohen Wasserfall das Rhônetal erreicht. Begrenzt wird das Turtmanntal im Westen (von Nord nach Süd) durch das Brunnethorn (2952m), die Bella Tola (3025m), die Meidspitze (2935m), die Turtmannspitze (3070m) und das Hirsihorn (3076m). Die Wasserscheide im Osten findet ihre höchsten Erhebungen im Signalhorn (2911m), Ginalshorn (3027m), Schwarzhorn (3201m), Furggwanghorn (3161m) und Rothorn (3259m). Bies- und Weisshorn, die mit 4153m und 4504m höchsten Erhebungen im Untersuchungsgebiet, bilden den südlichen Abschluß. Das Tal wird nur im Sommer bewohnt und zwischen Juni und Oktober mit Schafen, Ziegen und Kühen auf den Almen oberhalb der Trogschultern (ca. 2400-2700m) beweidet (FRÜH 1938, S. 685).

A2.2 Klima

Großklimatisch gesehen liegt das Untersuchungsgebiet im Übergangsbereich vom feucht-atlantischen Klima der Alpennordseite zum zentralalpinen, kontinentalen Trockenklima des Turtmanntals. Das dazwischen liegende Rhônetal zeigt bisweilen klimatisch submediterrane Charakteristika und nimmt somit eine Sonderstellung ein, die sich auch in der Vegetation und der Nutzung widerspiegelt (siehe WERNER 1994). Eine der Hauptursachen zunehmender Kontinentalität zum Süden des Untersuchungsraumes hin ist der Einfluß der Massenerhebung (= nach LANDOLT (1992) Gebiete großer mittlerer Höhe über NN, über denen die isothermen Flächen im Mittel eine Aufwölbung aufweisen): während bis an den Rand des Gebirges feucht-milde Luftmassen aus westlichen Strömungen heranreichen können, bleibt das Gebirgsinnere weitgehend durch Abschirmungseffekte geschützt und damit trockener (RICHTER 1999, S. 215). Die größere Trockenheit verbunden mit geringerer Bewölkung bewirkt niedrigere Temperaturen im Winter, jedoch tragen wärmere Sommer erheblich zur Anhebung der Vegetationsgrenzen zum Inneren der Alpen bei (SCHMIDT 1969). Im Innerwallis und Engadin liegen damit die höchsten Vegetations- und auch Kulturgrenzen der Schweiz (BRAUN-BLANQUET 1964, S. 227).

Charakteristische Unterschiede zwischen den drei Tälern und innerhalb dieser je nach Höhenlage sind im Untersuchungsraum deutlich zu erkennen. Das Lötschental nimmt dabei nach MOSIMANN (1985) bezogen auf die auf 500m reduzierten Isothermen eine Mittelstellung zwischen „den nördlichen Nordalpen und dem zentralen Rhônetal“ ein und ist im Vergleich mit Rhônetal und Turtmanntal noch als relativ niederschlagsreich zu bezeichnen (FISCHER 1980).

Station	Höhe [m]	N [mm]	T [°C]	Station	Höhe [m]	N [mm]	T [°C]
Ried (Lötschen)	1480	1239	4,2	Visp	658	625	8,4
Leukerbad	1385	1049	5,3	Brig	671	723	9,0
Evolène	1378	940	5,1	Grächen	1617	512	4.6
Sitten	549	592	9,9	Zermatt	1638	694	3,9

Tab. 2: Jahresmittel für Niederschlag (N) und Temperatur (T) im Oberwallis (Quelle: WERNER 1994).

Zum Rhônetal und darüber hinaus zum Turtmanntal hin wird der kontinentale Einfluß stärker, die Sommerniederschläge werden geringer gegenüber den Winterniederschlägen und mittlere Sonnenscheindauer und Temperatur liegen südlich des Rhônetals wesentlich höher als im Lötschental,

thermische und hygrische tages- und jahreszeitliche Unterschiede sind ausgeprägter (WERNER 1994, S. 16) (siehe Tab. 2).
Die Erfassung meteorologischer Daten im Lötschental ist erst in jüngster Zeit vorangetrieben worden, obwohl es bereits seit Ende des vorletzten Jahrhunderts (1899) in Kippel eine Regenmeß-Station gab. Von 1974 bis 1999 stand in Ried (1470m) eine SMA (=Schweizer Meteorologische Anstalt/MeteoSchweiz) Station (Nr. 7270), die jedoch im Februar 1999 durch eine Lawine zerstört und 2001 in Blatten wieder aufgebaut wurde.
Da für das Verständnis ökologischer Prozesse und vor allem des Vegetationswachstums im Hochgebirge in besonderem Maße die topographisch bedingten räumlichen Verteilungsmuster und Höhengradienten der Klimaparameter von Bedeutung sind, werden von der Arbeitsgruppe Winiger, Universität Bonn seit Mitte 1998 vier weitere Klimastationen betrieben (Ried, 1470m; Sonnenhang/“Chumme“ 2200m , 628075/141890; Schatthang/“Mannlich“, 2350m, 629650/139330; Gletschervorfeld/„Grund“, 1840m, 633775/143150). Durch den Lawinenwinter 1999 kam es zu Datenverlusten. Stellvertretend für zahlreiche Untersuchungen und Darstellungen der Niederschlagszunahme mit der Höhe sei hier auf LANDOLT (1992), auf die Abb. 5 in WERNER (1994, S. 15) und auf BARRY (1992) verwiesen. Für eine tiefergehende Diskussion der lokalklimatischen Verhältnisse im Lötschental siehe BACHMANN-VOEGELIN (1984), LEIBUNDGUT (1938) und MOSIMANN (1985).

Als charakteristische Klimastation für das Rhônetal können die Stationen Visp und Sitten angesehen werden (siehe Tab. 2). Für das Turtmanntal liegen bislang keine Klimadaten vor, für die Charakterisierung der langjährigen Jahresmittel sind in Tab. 2 stellvertretend Klimadaten aus dem östlich benachbarten Mattertal (Stationen Zermatt, und Grächen) und aus dem westlich gelegenen Val d’Hérens (Station Evolène) verwendet. Da auch für diese Stationen langjährige Reihen nicht zur Verfügung stehen, werden für die jahreszeitliche Betrachtung der generellen klimatischen Charakteristika des Untersuchungsraumes im folgenden stellvertretend die Daten des Lötschentals verwendet.

A2.2.1 Temperatur

Lufttemperatur

Die Charakteristika der jahreszeitlichen Verteilung der Lufttemperatur im Untersuchungsraum können der Tab. 3 entnommen werden. Die mittlere Temperatur beträgt im Lötschental auf 1400m 5.9°C (1901-1995), im Rhônetal auf 630m (Visp) 8.4°C und südlich der Rhône auf ca. 1600m 4.6°C.
Wie bereits oben erwähnt, sind neben den klimatischen Mittelwerten für das Vegetationswachstum besonders die Extrema bzw. die Schwankungsbreiten der Temperatur von Bedeutung (LANDOLT 1992, ELLENBERG 1996). In diesem Zusammenhang sind auch die Höhengradienten der Temperatur zu erwähnen, die nach FLIRI in WEISCHET u. ENDLICHER (2000, S. 78) für die Alpen im Sommer mit –0.79 °C/100m größer als mit –0.52°C/ 100m im Winter sind. Die Amplitude zwischen der mittleren Minimumtemperatur im kältesten (Feb, -10.3°C) und der mittleren Maximumtemperatur im wärmsten Monat (Jul, 21.1°C) lag im Lötschental im langjährigen Mittel (1901-1995) bei 31.4°C, sie verstärkt sich jedoch nach Süden hin.

Temperatur	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahr
Mitteltemperatur [°C]	-3,0	-2,3	0,8	4,5	9,5	12,8	15,6	15,0	11,5	6,6	1,4	-1,9	5,9
Mittlere Minimum-Temperatur [°C]	-8,1	-10,3	-3,6	0,6	4,8	8,6	10,9	11,8	7,1	-0,5	-3,3	-8,0	-10,3
Mittlere Maximum-Temperatur [°C]	1,3	2,3	5,8	8,1	15,4	17,7	21,1	20,5	15,2	10,0	5,4	2,4	21,1
Variationskoeffizient [%]	77	109	256	409	22	15	14	14	15	27	134	114	

Tab. 3: Temperatur in Kippel bzw. Ried/Lötschental 1901-1995.

Wie aus Tab. 3 zu ersehen, liegen die Variationskoeffizienten bei Werten von bis zu 400%. Diese z.T. erheblichen interanuellen Schwankungen bergen (und bargen vor allem in historischer Zeit) speziell für die landwirtschaftliche Nutzung und die Notwendigkeit gesicherter Erträge in der gegenüber Störungen hochsensiblen Subsistenz-Wirtschaft der Hochgebirgs-Kulturlandschaft ein hohes Risikopotential, was sich auch in der begrenzten Anbaupalette äußert(e) (LEIBUNDGUT 1938, siehe unten). Allerdings verringert sich die Schwankungsbreite mit der Höhe, „in der Sohle des Rhônetals können Amplituden von 20° und mehr auftreten, die höher liegenden Seitentäler weisen aber bedeutend geringere Schwankungen auf“ (BACHMANN-VOEGELIN 1984). Da die landwirtschaftlichen Anbauflächen und Bergmähder jedoch maximal bis in die subalpine Höhenstufe vordringen, sind sie zum Teil erheblich von diesen Schwankungen betroffen.

Sonneneinstrahlung und nächtliche Ausstrahlung

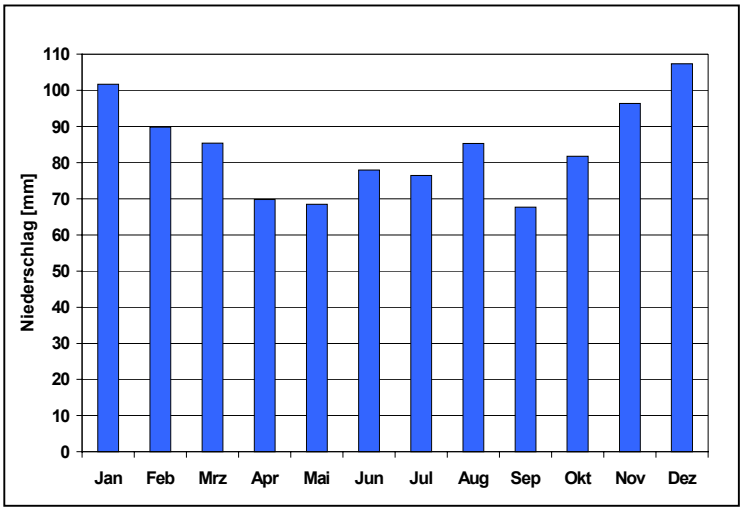
Messungen der Sonneneinstrahlung und der nächtlichen Ausstrahlung liegen punktuell für die 4 Klimastationen vor. Mit Hilfe von Strahlungsmodellen, beispielsweise des von SCHMIDT (2001), kann jedoch die potentielle Globalstrahlung als maximal mögliche direkte und diffuse Einstrahlung flächendeckend für den gesamten Untersuchungsraum berechnet werden. Vergleiche des genannten Modells mit Stationsmessungen ergeben signifikante Übereinstimmungen an Strahlungstagen. Allerdings können mit Hilfe des Modells nur Strahlungstage simuliert werden, der Einfluß der Bewölkung bleibt bisher unberücksichtigt. Für eine Diskussion der reliefbedingten Ableitung räumlicher Strahlungseigenschaften sei auf das Kapitel C3.1.2 verwiesen; für das Lötschental werden Maxima bis zu 1000 W/m² in sommerlichen Mittagsstunden und 500 W/m² im Winter gemessen. Bei Strahlungswetterlagen ist jedoch die nächtliche Ausstrahlung auch entsprechend hoch.

Bodentemperatur

Langfristig werden die Bodentemperaturen im Untersuchungsraum zur Zeit lediglich im Lötschental gemessen. Neben den 4 Klimastationen wurden für den Zeitraum eines Jahres 22 Bodenlogger an topographisch repräsentativen Stellen vergraben. Weitere Aufschlüsse bei der Erforschung der topographisch und räumlich bedingten Verteilung von Bodentemperaturen im Hochgebirge, die wiederum eng mit der Vegetation verzahnt sind, wird neben den o.g. Arbeiten das Dissertationsprojekt von WELPMANN (in Vorbereitung) erbringen. Ähnliche Ansätze topographisch gestützter Extrapolation bzw. Regionalisierung diverser Bodeneigenschaften sind Gegenstand vieler Projekte mit verschiedenen thematischen Schwerpunkten. Stellvertretend seien hier HERBST (in Vorbereitung), RICHTER (1996) und BÖHM (1966) genannt.

A2.2.2 Niederschlag

Die geringsten Niederschläge der Schweiz sind aufgrund der Leelage gegenüber nördlichen und südlichen Strömungen im Wallis und damit im Untersuchungsraum zu verzeichnen (BRAUN-BLANQUET 1964, WERNER 1994).



Die mittlere Niederschlagsmenge pro Jahr liegt in Kandersteg bei 1135mm (MOSIMANN 1985), das Niederschlagsmaximum liegt im Sommer. Demgegenüber liegt im Luftlinie nur 6 km südlicheren Kippel bzw. Ried der mittlere Jahresniederschlag nur noch bei 1009mm im langjährigen Mittel (1901-1995), das Minimum fällt in die Sommermonate.

Abb. 7: Langjähriger Niederschlag, Ried (1901-1995).

Während das Lötschental noch die höchsten Niederschlagsmengen des Wallis zu verzeichnen hat (BACHMANN-VOEGELIN 1984), liegt die mittlere Niederschlagsmenge im Rhônetal pro Jahr bei 625mm (Visp) und südlich der Rhône bei 512mm bzw. 694mm (Grächen bzw. Zermatt) (siehe Tab. 2), für das Turtmanntal schätzen TATENHOVE u. DIKAU (1990) zwischen 600 und 900mm.
Die absoluten Niederschlagsminima fallen in die für das Pflanzenwachstum wichtigen Monaten April, Mai, Juni und Juli (WALTER 1968, SCHMIDT 1969), häufig in Form konvektiver Gewitter-Starkregen, und stehen aufgrund ihrer hohen Intensität der Vegetation nur kurzfristig zur Verfügung. Dies machte eine Bewässerung in Zeiten des traditionellen Bergbauerntums notwendig (LEIBUNDGUT 1938; siehe dazu auch A2.6). Auch der niedrige Septemberniederschlag fällt für die Vegetation negativ ins Gewicht, da er für den zweiten Aufwuchs der Fettwiesen und Bergmähder sowie für die kurze Wachstumsphase der dann aperen (hoch)alpinen Pflanzen ausschlaggebend ist. Dieser Trend des Sommerminimums verstärkt sich zum Süden des Untersuchungsgebietes hin.

	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahres-∑
Mittlerer Niederschlag [mm]	102	90	85	70	68	78	76	85	68	82	96	107	1009
Mittlerer minimaler Niederschlag [mm]	8	3	4	9	7	19	5	14	6	1	0	5	536
Mittlerer maximaler Niederschlag [mm]	334	334	271	233	209	190	192	182	181	219	440	357	1666
Variationskoeffizient [%]	60	76	67	62	56	47	45	39	56	68	77	67	

Tab. 4: Niederschlag in Ried/Lötschental 1901-1995.

In Bezug auf die Niederschlagsextrema und die Variabilität kann man aus Tab. 4 ersehen, daß die Variationskoeffizienten im Sommer zwar nur maximal 47% annehmen, jedoch kann dies bei ohnehin geringen Niederschlagsmengen extreme Auswirkungen haben.
Ähnlich wie bei der Temperatur ist wenig über die räumliche Verteilung der Niederschläge abseits der Klimastationen im Untersuchungsraum bekannt, da die Forschung bislang ähnlich wie bei den übrigen

Klimaparametern großen Schwierigkeiten bei der flächenhaften Erfassung des Niederschlags durch Messung ausgesetzt ist. Vor allem die Repräsentativität einer Punktmessung ist im Hochgebirge fraglich, der Niederschlag von Hanglagen und Steilbereichen ist aufgrund praktischer Hemmnisse kaum zu erfassen, da in diesen Lagen keine Stationen aufgestellt werden können (siehe WALTER und BRECKLE 1991 sowie ZEPP u. MÜLLER 1999). Allenfalls das Niederschlags-Retrival mittels Fernerkundung und Mikrowellentechnologie verspricht für großräumige Ansätze in den nächsten Jahren auch über Land nähere Aufschlüsse. Seitens der Fernerkundung sind auch nähere Aufschlüsse zum Bewölkungsverlauf zu erwarten.

A2.2.3 Schnee und Wind

Der erste Schnee fällt im Untersuchungsgebiet meist schon gegen Ende September und verstärkt im Oktober. Während auf dem Sonnhang im Lötschental schon im Mai Lagen um 1800-2000m schneefrei sein können, liegt der Schnee in schattigen Positionen z.T. bis Mitte Juni auch in tieferen Lagen. Die Null-Grad-Jahresisotherme liegt im Lötschental etwa bei 2200m, die klimatische Schneegrenze befindet sich nach LEHMKUHL (1989) zwischen 2800 – 2850m, im Turtmanntal liegt sie nach TATENHOVE u. DIKAU (1990) bei 3300m. JEGERLEHNER in LEIBUNDGUT (1938, S. 43) gibt für die orographische Schneegrenze des Lötschentals ca. 2950m an, auch sie steigt zum Süden des Untersuchungsgebietes an, LEIBUNDGUT (1938) nennt für das Monte Rosa-Gebiet 3300m.
Das Lötschental ist aufgrund seiner Lage weitgehend gegen hohe Windgeschwindigkeiten durch Föhn oder Bise geschützt, nur bei westlichen Wetterlagen können die Winde über die Rothörner und die 3 Hängetäler Faldum, Resti und Kummen ins Tal vordringen. Ganztägige Meßkampagnen während Geländepraktika konnten typische Hangwindzirkulationen an Strahlungstagen belegen, die vor allem im Zusammenhang mit Bewölkungsmustern von Bedeutung sind.
Neben punktuellen Messungen an den 4 Klimastationen und der SLF-Station Gandegga gibt es bislang keine räumlich referenzierten, flächendeckenden Informationen zur Schneemächtigkeit oder zu Aperzeiten des Untersuchungsgebietes. Voraussichtlich wird jedoch in den nächsten Jahren durch Integration von Klimastationsmessungen, Auswertung von Fernerkundungsdaten und Strahlungsmodellierung das Informationsdefizit verringert werden. Aktuelle Ansätze für die flächendeckende Erfassung der Schneeverteilung mittels optischer und Radar-Sensoren in Kombination mit GIS-gestützten Modellierungen finden sich in BARAL u. GUPTA (1997), COUGHLAN u. RUNNING (1997), OTAKE (1980), KELLER (1987), TAIT et al. (2000) und BAUMGARTNER u. APFL (1998).

A2.3 Geologie

Die genaue Kenntnis der geologischen Verhältnisse ist für das Verständnis der Vegetation im Untersuchungsraum nur bedingt von Bedeutung, hauptsächliche Einflüsse ergeben sich aus der Unterscheidung zwischen Kalk- und Silikatgestein und den daraus resultierenden Böden sowie allenfalls aus der geologisch bedingten Talasymmetrie im Lötschental (HÜGI et al. 1988) und einer größeren Steilheit der Bergflanken im Kalkgestein. Da die Flächenanteile der basischen Gesteine relativ gering sind und damit die Gesteinsunterlage im Hinblick auf ihre Wirkung für die Vegetation

als relativ homogen angesehen werden kann, soll der geologische Untergrund des Untersuchungsgebietes nur im Überblick dargestellt werden. Für eine Übersicht über die Entstehung der Alpen und die tiefergehende Diskussion der komplexen Geologie sei auf die Literatur verwiesen (siehe SCHÖNENBERG u. NEUGEBAUER 1994, WALTER 1995, MÖBUS 1997).
Das Lötschental gehört zum Aar-Massiv, das Teil der westalpinen Zentralmassive ist (HLAUSCHEK 1983, S. 3), es besteht nach HÜGI et al. (1988, S. 5 ff.) aus Gneisen und Schiefern verschiedenster Zusammensetzung, Amphiboliten, Augengneisen und untergeordneten Gesteinen ultrabasitischen Ursprungs. An der Nordflanke des Aar-Massivs befindet sich der ältere Gasterngranit und an der Südseite der jüngere Bietschhorngranit (mittel- bis grobkörniger Biotitgranit). Die Schiefer und Gneise des Altkristallin fallen zumeist steil nach Südosten ein, wie die Abb. 8 zeigt:

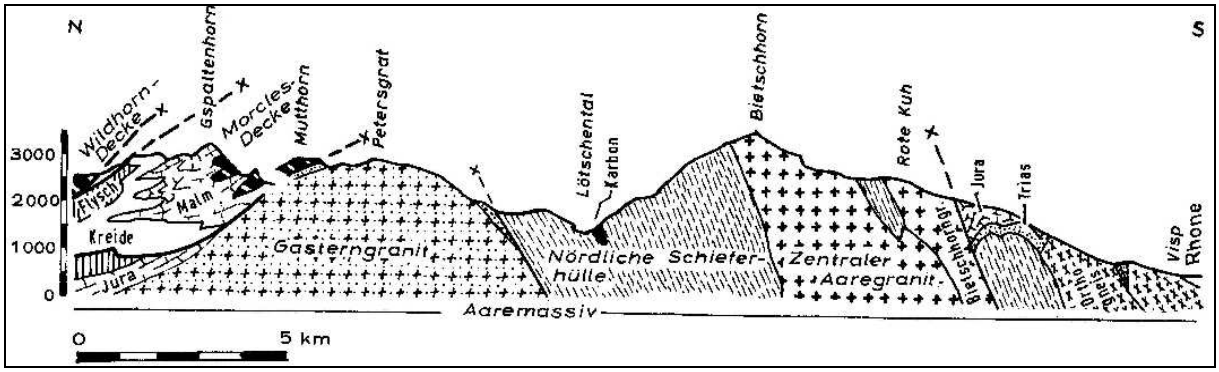


Abb. 8: Querprofil durch das Aar-Massiv im Querschnitt Kandertal – Lötschental – Rhônetal (Quelle: GWINNER 1971, S. 362).

Nur noch an einigen wenigen Stellen im Lötschental sind Reste einer mesozoischen Sedimentbedeckung erhalten. Der größte Teil dieser Decksedimente wurde über die Massive geschoben und ist nach Norden hin abgeglitten (HLAUSCHEK 1983, S. 3). Im Untersuchungsgebiet sind ihre Reste am Lötschenpaß und den Rothörnern zu finden. Die Gesteine aus Lias, Dogger und Malm sind basischen Ursprungs, auf denen sich die entsprechenden Kalkböden entwickeln konnten (siehe A2.4).
Der Bereich der Talhänge wird größtenteils bis in die Höhen der Trogschultern (ca. 2000m) von Quartärschutt bedeckt. Die erhebliche Tätigkeit des als Hängegletscher im Pleistozän ins Rhônetal mündenden Langgletschers sowie die vielen seitlichen Gletscher des Gastern- und Bietschhornmassivs sind für den Schutttransport und dessen Ablagerung verantwortlich.

Das ganze Gebiet des südlichen Wallis und damit das Turtmanntal werden von den penninischen Decken Bernhard und Monte Rosa eingenommen (LABHART 1998). Im Gegensatz zu den Sedimentgesteinen des Helvetikums bestehen die penninischen Decken fast ausschließlich aus metamorphen Gesteinen, im Turtmanntal sind dies Zweiglimmergneise und Chlorid-Muskowitschiefer. Über den Gneisen und Schiefern liegen Sedimentgesteine der Barrhorn-Serie, die aus Kalken, Marmoren und Sandsteinen aus dem Mesozoikum und Tertiär bestehen (BEARTH 1980). Sie bilden die südlichen Wände des Pipjitällis, die Hänge westlich der Barrhörner und die Felseninsel zwischen Brunegg- und Turtmanngletscher. Weitere basische Gesteine in höheren Lagen der westlichen Talhälfte sind Quarzite, Marmore und Dolomite aus dem Perm bis Oberkreide (HSÜ u. BREIGEL 1991, SARTORI 1990), beispielsweise an Meidhorn. Ähnlich wie im Lötschental zeigt sich

die quartäre Vergletscherung des Turtmanntals auch heute noch deutlich an dem ausgedehnten Moränenmaterial, das weite Teile des Haupttals und der Seitentällis bedeckt.

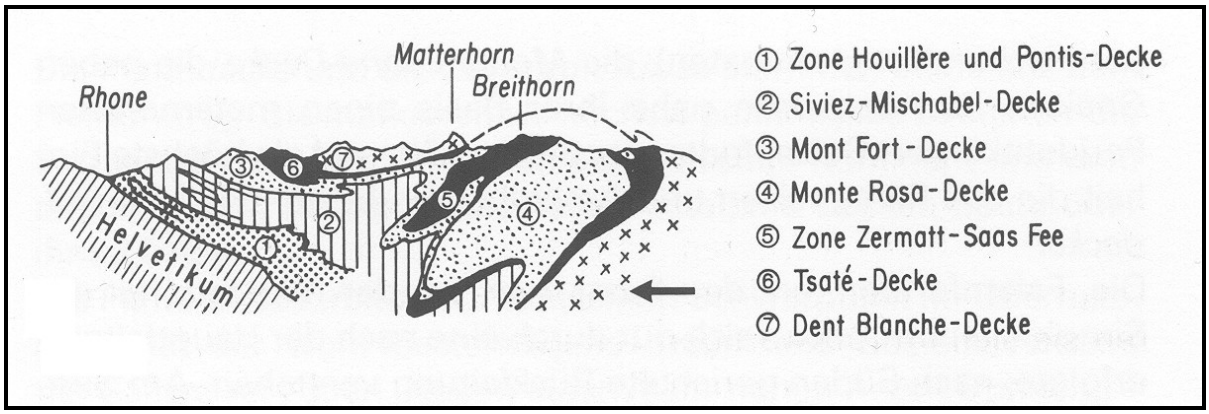


Abb. 9: Tektonische Karte zwischen Val de Zinal u. Mattertal. (Quelle:LABHART 1998, S. 94).

A2.4 Böden

Da es zur Zeit keine Bodenkarte für das Untersuchungsgebiet gibt, liegen neben einer Bodeneignungskarte (EJPD - BUNDESAMT FÜR RAUMPLANUNG et al. 1980) im Maßstab 1: 200.000 (siehe C1.3) nur wenige Informationen über die Böden des Lötschentals aus den Arbeiten von LEIBUNDGUT (1938), MOSIMANN (1985), BORTER (1990) und BACHMANN-VOEGELIN (1984) vor, die z.T. auf punktuellen Beobachtungen beruhen. Für das Turtmanntal liegen keinerlei Bodeninformationen vor.

Vorwiegend saure Silikatgesteine bilden das Ausgangsgestein für die Böden im Lötschen- und Turtmanntal, die aufgrund der hohen Reliefenergie überwiegend sehr jung und unausgereift sind (BORTER 1990, S. 4). Durch verschiedene Faktoren bedingt (Massenverlagerung, kurze Aperzeit, Landwirtschaft) gibt es nur auf dem Schatthang deutliche Bodenprofile. Im Talgrund dominieren braunerdeähnliche Böden, die jedoch aufgrund ständiger Umlagerungsprozesse keinerlei Profile ausweisen (LEIBUNDGUT 1938, S. 25) und deren Wasserdurchlässigkeit infolge der Verdichtung durch das Weidevieh stark herabgesetzt ist. Unter Wald finden sich wegen erhöhter Profilbildung und Auslaugung eher podsolierte oder podsolige Braunerden((BORTER 1990, S. 4). Die Profilausbildung unter Wald nimmt bei Nichtbeweidung mit der Höhe zu und vor allem auf dem Schatthang bilden sich oberhalb 1800m Eisenpodsole. Diese Böden stellen sich speziell für den Waldwuchs als sehr geeignet dar, ihre hohe Humusauflage verbessert die Wasserretentionskapazität erheblich (WERNER 1994, S. 20/21). Unter den Zwergsträuchern der alpinen Zone finden sich braunerdeähnliche Böden mit verschiedenen Podsolierungsgraden. Ansonsten sind oberhalb der Waldgrenze, sowohl am Schatt-, wie auch am Sonnenhang, vor allem an kuppigen oder exponierten Lagen alpine Ranker und Rohböden anzutreffen.

Im Bereich des Lötschenpasses treten karbonathaltige Dolomit- und Kalkgesteine auf. Charakteristisch für die dortige Bodenbildung ist Frostspalten- und Lösungsverwitterung; die Bodenbildung ist durch eine geringe Wasserhaltung gehemmt, wie ZOLLER (1995, S. 30) bei ähnlicher Gesteinslage für das Engadin verdeutlicht. Auch nach PFADENHAUER (1993, S. 47) verläuft auf Kalk die Bodenbildung langsamer, die meist flachgründigen und skelettreichen Rendzinen zeichnen sich durch einen

unausgeglichenen Wasser- und Nährstoffhaushalt aus (REISIGL und KELLER 1999, S. 12). Ähnliche Verhältnisse können für die Böden im nördlichen Augsttälli und im Pipjitälli angenommen werden.
Für eine schematische Darstellung höhenzonaler Bodenbildung über verschiedenen Gesteinen sei auf ZOLLER (1995, S. 17) und das Kapitel der Bodenbildung als Standortfaktor der Vegetationsverteilung verwiesen (siehe B2.2). In WERNER (1994, S. 21) wird regionalspezifisch für das Rhônetal die theoretische Verteilung der Böden zwischen 500m und 2500m dargestellt.

A2.5 Geomorphologie

Die rezente Geomorphodynamik in den Alpen ist zweigeteilt, zum einen prägen glaziale und periglaziale Formen die Landschaft, zum anderen verschiedene Hangprozesse, die sowohl erosiv als auch akkumulativ agieren. Zumeist sind sie gravitativ gesteuert und wirken in Verbindung mit fluvialen, glazialen und periglazialen Prozessen.
Lötschen- und Turtmanntal sind glazial geprägt Hängetäler, die in ihrer Struktur typischerweise eine deutliche Zweigliederung aufweisen. Jeweils unterhalb des Lonza-Stausees bei Goppenstein (1216m, Lötschental) bzw. unterhalb von Grindji-Tent (1724 m, Turtmannal) geht das Tal von einem bewohnten, muldenförmigen Trogtal in ein (fast) unbewohntes Kerbtal mit extrem steilen Hängen und Felswänden über. Beide Täler münden damit weit über dem Boden des Rhônetals, das sich in einer ca. 2km breiten Ebene auf 630m auf den Moränenablagerungen des Rhônegletschers erstreckt. Der Talboden des Lötschentals ist mit ca. 300-400m etwa 1,5 bis 2 mal so breit wie der des Turtmanntals. Die deutlichsten glazialen Merkmale sind die Trogschultern, die im Fall des ehemaligen Langgletschers auf 2000m und im Turtmanntal auf ca. 2400m Höhe liegen. Zahlreiche Hängetäler, in Glazialzeiten durch Seitengletscher entstanden, prägen oberhalb der Trogschulter den Charakter beider Haupttäler. Die Geomorphologie dieser Hängetäler ist durch glaziale und periglaziale Prozesse und Formen geprägt (vgl. WELPMANN 1997, EILERS 2000 und OTTO 2001). Während im Lötschental vor allem die Hängetrogtäler und Kare des Schatthangs von rezenter Vergletscherung mit Gleichgewichtslinien zwischen 2200m und 2400m geprägt sind (z.B. Nest-, Birch- oder Oigstchummungletscher), weisen im Turtmanntal nur 4 der 7 östlichen Tällis kleinere Gletschergebiete auf, deren Gleichgewichtslinie zwischen 2900m und 3260m NN liegt (TATENHOVE u. DIKAU 1990, S. 303).
Permafrost in der nivalen und subnivalen Stufe kontrolliert die rezent ablaufenden Prozesse in den höhergelegenen Bereichen beider Täler. Geomorphologisch besonders interessant ist das Turtmanntal durch seine Vielzahl (über 80) an Blockgletschern aller Aktivitätsgrade, die in fast allen Hängetälern zu finden sind, von denen jedoch nur ein Drittel auf der westexponierten Seite liegt. Rund 80% der Blockgletscher sind nach Nordosten, Norden, Nordwesten oder Westen exponiert (PFEFFER 2000, S. 45). Im flächenmäßig größeren Lötschental finden sich nur 20 Blockgletscher, die zur Gänze im unteren Talverlauf (vor dem Umbiegen nach NE) und damit in den ebenfalls wie im Turtmanntal exponierten Seitentälern liegen. Die Expositionen sind hier wesentlich uneinheitlicher als im Turtmanntal. Eine genaue Übersicht gibt EILERS (2000, S. 53).
Der Periglazialbereich wird im Allgemeinen zwischen der (natürlichen) Baumgrenze und der klimatischen Schneegrenze angesiedelt, er befindet sich demnach im Lötschental zwischen 2200m und 2800m (=klimatische Schneegrenze nach LEHMKUHL 1989), im Turtmanntal zwischen 2400m und

ca. 3300m NN (nach TATENHOVE u. DIKAU 1990), dagegen auf 3450m nach PFEFFER (2000). Abflußprozesse am Hang hängen genetisch mit periglazialen und fluvialen Prozessen zusammen. Sie werden hauptsächlich durch die Niederschlagsintensität und den Charakter des Oberflächengesteins bestimmt. Weiches, wenig erosionsbeständiges Gestein und Lockermaterial vor allem aus Moränenablagerungen werden schneller abgetragen. Besonders nach Starkregenfällen können Muren auftreten (vor allem im Bereich der Kartäler), deren Schutt bis auf die großen Schwemmfächer am Talboden hangabwärts bewegt wird. Die höchsten Regionen und exponierten Felswände liefern durch Frostverwitterung, glaziale und periglaziale Prozesse ständig neues Lockermaterial nach.
Im Talboden beider Täler liegen die in der GMK25 dem als komplex definierten Prozessbereich zugeordneten kegelförmigen Schwemmfächer, auf denen Muren und Lawinen ihre Auslaufzonen haben. In jüngster Zeit wird die fluviale Tätigkeit der sie durchfließenden Bäche im Lötschental vielfach durch anthropogene Vertiefung reguliert, so daß die Bäche nur noch selten bei extremen Starkregenereignissen ihr Gerinne verschieben können. Im Talboden des Turtmanntals finden sich zusätzlich im flachen Mittelabschnitt, zwischen dem „Vorderem Säntum“ und der Bergsturzmasse bei Zer Täntt, mehrere Terrassenniveaus, die von unterschiedlichen glazifluvialen Aktivitätsphasen des Turtmanngletschers zeugen.
Während das Gletschervorfeld der Lonza weitgehend naturbelassen ist, befinden sich im Talende des Turtmanntals zwei Staubecken, so daß glazifluviale Prozesse heute auf das unmittelbare Gletschervorfeld beschränkt sind.
Für detaillierte Beschreibungen geomorphologischer Formen und Prozeßbereiche sei auf die geomorphologische Karte von WELPMANN (1997) und EILERS (2000) verwiesen, die den größten Teil des Wohntals im Lötschental abdecken und sich nach der Methode der GMK25 richten. Für das Turtmanntal wurde von der Universität Lausanne durch BROCCARD (1998) eine erste Version einer Geomorphologischen Karte erstellt. Eine neuere Arbeit ebenfalls nach der GMK25-Methode liegt von OTTO (2001) vor.
Eine Karte der Lawinenbahnen resultierend aus jüngsten Lawinenereignissen des Februar 1999 wird im Kapitel D4 bzw. D5 angesprochen.

A2.6 Hydrologie

Die Abflußprozesse im Lötschental können generell aufgrund des Reliefs nach linearem und flächenhaftem Charakter unterteilt werden. Sie beginnen nach starkem Niederschlag oder der Schneeschmelze, so daß große Mengen an Sedimenten durch das Kanalsystem der Lonza und ihrer Seitenbäche transportiert werden. Die Pegelmessung an der Lonza in Blatten auf 1520m ermöglicht ein besseres Verständnis der klimatologischen und hydrologischen Situation im Lötschental, im Turtmanntal werden Abflüsse der Turtmänna nicht gemessen, weil die Regulierung durch einen Stausee kein natürliches Abflußbild liefern würde. Die Charakteristika des Lötschentals werden daher stellvertretend für den Abflußregimetyp des untersuchten Raumes erläutert.
Das Ablußregime der Lonza ist glazial geprägt. Das Hauptcharakteristikum dieses Regimetyps ist, daß der Abfluß in erster Linie von der Temperatur und erst in zweiter Linie vom Niederschlag abhängt. Damit weist die Lonza einen jahreszeitlichen Temperaturgang auf (BACHMANN-VOEGELIN 1984, S. 87), ihr Abflußmaximum (∅ 8.4 m^3/s) liegt wegen des hohen Gletscherabflusses im Sommer, im

Winter führt die Lonza konstant wenig Wasser (∅ 0.87m³/s). Die jahreszeitlichen Unterschiede werden zum Ende des Sommers sehr deutlich, „im Gebiet Lötschen trocknen alle Wasseraustritte gegen den Herbst zu aus“ (MOSIMANN 1985, S. 136). Die Hangpartien zwischen den perennierenden Seitenbächen sind von trockenen Rinnen durchzogen, die gelegentlich fließendes Quellwasser führen. Größere Wassermengen treten nur bei stärkeren Regenereignissen auf“.

Die eigentlich wichtigste hydrologische Größe im Untersuchungsraum sind damit die schneebedeckten und vergletscherten Flächen. Das Lötschental ist an drei Seiten von Gletschern umrahmt. Die Zungen der Bietschhornkettengletscher haben eine Gesamtfläche von 800 ha. Der Petersgrat besteht aus einem fast zusammenhängendem Eispanzer von 1500 ha Größe und die Gletscherfelder im Talhintergrund (Jäggigletscher, Anenfirn, Lötschenfirn und Distelgletscher) erstrecken sich über eine Fläche von 1600 ha, insgesamt machen Schnee- und Eisflächen 13.7% der Lötschentaler Fläche aus. Das Turtmanntal hat insgesamt innerhalb seiner Wasserscheiden 15.5% Schnee- und Eisflächen (1528 ha), wovon wiederum ca. 86% allein von Turtmann- und Brunegg-Gletscher ausgemacht werden. Die Gletscher stellen zusammen mit den Boden- und Grundwasserspeichern das wichtigste Wasserreservoir dar, das nicht nur für die landwirtschaftliche Nutzung in der ansonsten niederschlagsarmen Vegetationsperiode unverzichtbar ist. Die Gesamtheit wirtschaftlichen Handelns und Lebens vor allem im Lötschental ist partiell noch heute von diesem Wasservorrat und seiner kontinuierlichen Lieferung abhängig. Davon zeugen Überreste ausgeklügelter Bewässerungssysteme (Suonen), deren Zugriffsrechte früher strikt geregelt wurden (siehe auch WERNER 1981, LEIBUNDGUT 1938, S. 49 und BACHMANN-VOEGELIN 1984, S. 209). Eine aktuelle Untersuchung des Zustandes der Bewässerungssysteme im Lötschental wurde von STOLL-BERBERICH (2001) durchgeführt. Ein Beispiel dafür, daß auch im Turtmanntal schon in historischer Zeit aufwendige Leitungssysteme angelegt wurden und bis heute gepflegt und erhalten werden, ist die Wasserleitung von Ergisch. Obwohl die Bewässerungssysteme vor allem im Lötschental aufgrund des sozio-ökonomischen Wandels der letzten Jahrzehnte z.T. im Verfall begriffen sind, bleibt die Bedeutung des Gutes Wasser für den Lebensraum der Hochgebirgslandschaft bis heute bestehen. Diese Bedeutung äußert sich auch heute noch, z.B. in ausgedehnten Leitungssystemen über viele Kilometer, die einen Großteil des Wassers der Turtmänna, die im Talschluß aufgestaut ist, in den Stausee Lac de Moiry ableitet, da im Turtmanntal aufgrund sehr geringer landwirtschaftlicher Nutzung und der reinen Sommersiedlung die Wasservorräte kaum genutzt werden.

Als problematisch anzusehen ist die Tatsache, da sich seit dem letzten Gletscherhochstand von 1850 die Gletscher im Rückzug befinden, womit auch das Volumen des lebensnotwendigen Wasserreservoirs ständig schrumpft.

A2.7 Kulturlandschaftliche Charakteristika

Die Besiedlungs- und Kulturgeschichte des Lötschentals ist ausführlicher dokumentiert als die des Turtmanntals, die ältesten Fundstücke (z.B. Holzbögen am Lötschenpass) datieren aus der Bronzezeit (FRÜH 1938). Dabei dürfte die Besiedlung des Lötschen- und Turtmanntals der allgemeinen Besiedlungsgeschichte der Alpen in weiten Teilen ähnlich sein. Detaillierte Angaben für das Lötschental finden sich in BLOETZER (1985), SIEGEN (1971) und für die Siedlungsgeschichte seit dem Mittelalter speziell im Hinblick auf die Wüstungen in BELLWALD et al. (1998). Für die Analyse

und Bewertung des sozio-ökonomischen, kulturellen und wirtschaftlichen Wandels im Lötschental während der letzten 100 Jahre sei auf die Arbeit von BÖRST (in Vorbereitung) verwiesen.
Über die Besiedlungsgeschichte im Turtmanntal ist wenig bekannt, es darf angenommen werden, daß das Tal historisch genau wie heute allenfalls im Sommer der extensiven Weidewirtschaft diente.
Heute finden sich im Lötschental die 4 Gemeinden Ferden (mit Goppenstein), Kippel, Wiler und Blatten; in mittelalterlichen Zeiten und auch später gab es zeitweise wesentlich mehr Siedlungsplätze, BELLWALD et al. (1998) sprechen von ca. 20 Ortsnamen allein in der Umgebung von Ferden (S. 332). Dazwischen liegen Stallscheunen zerstreut in der Landschaft. Neben den Ortschaften gibt es mehrere Weiler (Weissenried, Eisten, Ried) und die Alpen auf ca. 2000m mit Wirtschafts- und Wohngebäuden (Meigga, Faldum, Resti, Kummen, Hocken, Lauchern, Arbega, Weritz, Telli, Fafler, Gletscher und Guggina).
Der Abschnitt des Rhônetals, der zum Untersuchungsgebiet gehört, umfaßt in der Ebene die beiden Gemeinden Gampel-Steg (mit Niedergampel) und Turtmann. An der Lötschental-Südrampe liegen Hohtenn und Bratsch/Jeizinen, auf der nordexponierten Trogschulter des Rhônetals die Ortschaften Unterems, Oberems und Ergisch.
Das Turtmanntal selber wird nur im Sommer bewohnt, die Alpen sind westlich Griebjini, Eggini, Meide, Augst und Chalte Berg sowie östlich Säntum, Tschafil/Pletschu, Grüob, Hungerli und Brändji. Eine Flächenstatistik der genannten Ortschaften findet sich in Tab. 5.

Gemeinde	Höhe [m]	Gesamte Fläche [ha]	Bestockte Fläche [ha]	LNF [ha]	Siedlungs-fläche [ha]	Unproduktive Fläche [ha]
Blatten	1540	9063	812	863	34	7354
Wiler	1420	1468	316	301	26	825
Kippel	1380	1168	355	316	16	481
Ferden	1375	2789	500	521	24	1744
Hohtenn	820	706	336	58	36	276
Bratsch	1100	620	208	246	26	140
Steg	630	715	206	86	101	322
Gampel	630	1687	668	460	54	505
Turtmann	628	682	248	315	97	22
Unterems	1000	139	75	54	10	-
Oberems	1350	8462	1142	1298	32	5990
Ergisch	1150	2979	1131	624	28	1196

Tab. 5: Flächen-Statistik der Ortschaften im Untersuchungsgebiet, LNF= Landwirtschaftliche Nutzfläche (Quelle: STATISTISCHES AMT DES KANTON WALLIS 1998).

Das Lötschental ist in den letzten Jahren bedingt durch sozioökonomische und agrarpolitische Veränderungen von rückläufiger landwirtschaftlicher Bewirtschaftung und Extensivierung geprägt. Im Jahr 1990 gab es nur noch 22 Vollerwerbs-Betriebe (BUNDESAMT FÜR STATISTIK 1992), heute werden die noch genutzten Flächen fast ausschließlich im Nebenerwerb bewirtschaftet (vgl. Tab. 6).
Einen Überblick über die Veränderungen in der Kulturlandschaft der Alpen und die damit verbundenen Probleme geben u.a. MESSERLI (1989), BASTIAN u. BERNHARDT (1993), BELLWALD et al. (1998, S 332), ENDER u. GRABNER (1997), LENZIN (1995, S. 127), WERNER (1994, S. 26/27), HEGG et al. (1993, S. 10 ff.) und MESSERLI (1986, S. 17).
Wegen der zunehmenden Erwerbsabkehr vom primären Sektor und der damit einhergehenden Vernachlässigung der regelmäßigen Mahd verbuschen zunehmend mehr Parzellen, so daß das durch

jahrhundertelange typische Wirtschaftsweisen geprägte Erscheinungsbild der Kulturlandschaft sich aktuell drastisch verändert (siehe auch Veränderungen der Arealstatistik in C2.1 sowie Anhang 1).

Ge-meinde	Bev. 1997	Beschäftigte 1995, davon	im 2. Sektor	im 3. Sektor	Ge-meinde	Bev. 1997	Beschäftigte 1995, davon	im 2. Sektor	im 3. Sektor
Blatten	323	65	1	64	Steg	1324	1039	710	329
Wiler	504	136	31	105	Gampel	1372	612	328	284
Kippel	384	94	2	92	Turtmann	1034	299	166	133
Ferden	333	78	11	67	Unterems	154	14	2	12
Hohtenn	232	33	19	14	Oberems	144	29	8	21
Bratsch	521	5	-	5	Ergisch	173	11	2	9

Tab. 6: Statistik der Einwohner und Erwerbssituation der Ortschaften im Untersuchungsgebiet (Quelle: STATISTISCHES AMT DES KANTON WALLIS 1998). (Beschäftigte im Primären Sektor wurden gemeindeweise nicht ausgegeben. Im Gesamtkanton waren es 3445 in der Landwirtschaft, 362 im Gartenbau, 193 in der Forstwirtschaft und 10 in der Fischerei).

Das Rhônetal wird immer noch intensiv landwirtschaftlich (monokultureller Bewässerungsackerbau) und industriell genutzt, allerdings scheinen im direkten Umfeld der Siedlungen Gampel und Turtmann die landwirtschaftlichen Flächen zunehmend in Dauergrünland umgewandelt zu werden (ein möglicher Grund wäre hier die Aussicht auf eine baldige Umwandlung in Bauland). Veränderungen im Turtmanntal sind kaum zu manifestieren, da das Wohntal niemals intensiv genutzt wurde.
Der Einfluß des Tourismus auf die Landschaft im Untersuchungsgebiet ist in Form von Wandertourismus im Sommer und kleinräumigen Skiaktivitäten auf der Lauchernalp/Lötschental im Winter relativ gering.

A2.8 Vegetation

Anhand ökologischer und geographisch-pflanzengeschichtlicher Merkmale wird die Erde in verschiedene Florenreiche unterteilt. Die gemäßigten und kalten Klimagebiete der nördlichen Halbkugel zählen dabei zum Holarktischen Florenreich mit den charakteristischen Pflanzen der Pinaceae (Föhrengewächse), Juncaceae (Binsengewächse), Salicaceae (Weidengewächse), Betulaceae (Birkengewächse), Ranunculaceae (Hahnenfussgewächse), Saxifragaceae (Steinbrechgewächse) und Aceraceae (Ahorngewächse). Das Holarktische Florenreich wird in verschiedene Florengebiete unterteilt (vgl. LANDOLT 1992, S. 24 ff.): neben dem arktischen Florengebiet, aus dem ca. 8% der Arten oberhalb 1500m in den Alpen durch Einwanderung nach den Eiszeiten stammen, dem borealen Florengebiet (23% der Alpenarten oberhalb 1500m), dem mitteleuropäischen Florengebiet (8% der Alpenarten), dem atlantischen und dem mediterranen Florengebiet ohne nennenswerten Anteil an Alpenarten sind vor allem Arten des pontischen Florengebietes Südost-Europas in den inneralpinen Trockentälern (des Wallis, Aostatals, Engadins) zu finden (vgl. auch Kapitel B1).
Das Untersuchungsgebiet zählt zum Florengebiet mittel- und südeuropäischer Gebirge und darin pflanzengeographisch zu den Zentralalpen, wie der Abb. 4 in LANDOLT (1992, S. 27) zu entnehmen ist. Charakteristische Merkmale sind ein hoher Anteil an Silikatpflanzen aufgrund der weitgehend kalkarmen Gesteine, ein Höhersteigen der Pflanzen als in den Randalpen und das Vorkommen von Steppenpflanzen, vor allem am südexponierten Hang des Rhônetals.

Im folgenden soll ein beschreibender Überblick über die Vegetation des Untersuchungsgebietes und ihre räumliche Anordnung gegeben werden, ohne Ursachen und Zusammenhänge zu erläutern. Sie wird sich aufgrund des rein deskriptiven Charakters weitgehend an physiognomische Merkmale halten und vorkommende Formationen erläutern. Außerdem wird die Beschreibung an dieser Stelle bewußt sehr allgemein gehalten, da ein Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit auf der Untersuchung der Vegetation liegt, deren räumliche Verteilung in den Kapiteln im Zusammenhang mit den erstellten Vegetationskarten noch ausführlich diskutiert wird (siehe D1.1, D2.1, D4).

Das Untersuchungsgebiet umfaßt alle wesentlichen Vegetationshöhenstufen von der kollinen bis zur nivalen Stufe (für eine Definition der Höhenstufen alpiner Vegetation siehe B4.1). Die kolline Stufe umfaßt auf der großen Ebene des Rhônetals sowohl intensiv bewässerte ackerbauliche Monokulturen als auch Grünlandnutzung und Weinberge. Darüber ergibt sich im Untersuchungsgebiet ein Übergang von gemischten Laubbaumbeständen aus *Sorbus aucuparia*, *Fraxinus excelsior*, *Acer campestre* und *Corylus avellana* zum Mischwald mit hohem Laubbaumanteil. Eine Besonderheit ergibt sich an der Lötschental-Südrampe mit Steppenrasen (*Stipa pennata, Stipa capillata*) und *Juniperus sabina*, nach oben hin gefolgt von *Quercus pubescens* und *Pinus sylvestris* Beständen. Darüber folgen in der subalpinen Zone ab ca. 1300m Hochgebirgsnadelwälder, die sich im Lötschental aus *Larix decidua* und *Picea abies* zusammensetzen. Vor allem auf dem Sonnhang liegen durch ehemals intensive Waldweide bedingt noch lichte Lärchenwälder (=Wytweide) im Bereich der oberen Waldgrenze. Zum Turtmanntal hin und in den obersten Lagen des Schatthanges im Lötschental (ab 1850m) werden die Lärchen-Fichtenbestände von Lärchen-Arvenwäldern mit *Larix decidua* und *Pinus cembra* abgelöst, die (außer am Lötschental-Sonnhang) die oberste Waldgrenze bilden. Die Waldgrenze liegt im Lötschental auf dem Schatthang im Mittel bei ca. 2200m (LEIBUNDGUT 1938, S. 73, MOSIMANN 1985, S. 37) und liegt damit unter der mittleren Grenze für die Zentralalpen, die von ELLENBERG (1996) mit 2300m angegeben wird. Auf dem Sonnhang liegt sie durch Almwirtschaft bedingt etwa 200m niedriger (BACHMANN-VOEGELIN 1984, S. 111). Aufgrund der durch die Massenerhebung bedingten günstigeren klimatischen Verhältnisse steigt die Waldgrenze zum Turtmanntal hin auf ca. 2400m an. Zum Themenkomplex der Waldgrenze sei auf das Kapitel B4.2 verwiesen. In der Krummholzzone gehen die Bäume allmählich in Zwergsträucher (*Juniperus communis, Vaccinium myrtillus, Rhododendron ferrugineum*) über. Die alpine Stufe oberhalb der Waldgrenze wird aus dem Zusammenspiel zwischen Zwergsträuchern und alpinen Rasen mit vorwiegend *Nardus stricta* und *Carex curvula* gebildet, auf die nach oben nur noch Rasenfragmente, Polsterpflanzen und schließlich Kryptogamen (=Moose, Flechten) folgen. Die alpinen Rasen sind außerdem durchsetzt von flacheren Bereichen mit typischer Schneetälchenvegetation (z.B. Bätzlafriedhof).

Kalkvegetation findet sich auf kleinen Flächen in der alpinen Höhenstufe unterhalb des Hockenhorns zu den Ferdener Rothörnern sowie im Augsttälli und Pipjitälli im Turtmanntal.

Durch landwirtschaftliche Mahd- und Weidebereiche sind die zonalen Vegetationstypen unterbrochen. Es soll an dieser Stelle ausdrücklich darauf hingewiesen werden, daß der Begriff des **Vegetationstypus** hier und im folgenden nicht mit dem syntaxonomischen (=gesellschaftssystematischen) Begriff **Assoziation** identisch ist, sondern als neutrale Bezeichnung für eine sich in verschiedenen Vegetationsausschnitten wiederholende Artenverbindung definiert ist (POTT 1995, S. 33). Vor allem auf den Trogschultern des Rhônetals, auf dem südexponierten Hang des Lötschentals sowie im Talgrund von Lötschen- und Turtmanntal ergeben sich durch das Grünland

waldfreie Flächen. Auf dem Sonnhang des Lötschentals ist in extremer Ausprägung nur noch der Bannwald, der die Gemeinden vor Lawinen, Muren oder Steinschlag schützt, vorhanden. Der nordexponierte Hang im Lötschental und die beiden Hänge im Turtmanntal weisen aufgrund ihrer Steilheit (LEIBUNDGUT 1938, S. 8), Klimaungunst (BELLWALD et al. 1998, S. 334) bzw. Abgeschiedenheit (gültig für das Turtmanntal) kaum Mahd- oder Weideflächen auf. Neben den landwirtschaftlich bedingten Zerschneidungen der zonalen Vegetationsgürtel finden sich in Lavinaren, Bachrinnen und auf den Schwemmfächern des Talbodens Hochstaudenfluren, Grünerlengebüsche und andere kleinere Sträucher. Diese Zerschneidung zonaler Vegetationstypen ist typisch für steile Hochgebirgshänge (RICHTER 1999S. 210).

B Vegetationsökologische Grundlagen

B1 Entstehung der Alpenflora

Die Entstehung der Hochgebirgspflanzen ist als ein über Millionen Jahre dauernder Prozeß der äußeren (z.B. klimatischen) und inneren Anpassung (z.B. Kältetoleranz der Zellen) anzusehen. In Perioden mit hochvariablen Umweltbedingungen kam es dabei zur Beschleunigung der Artenentwicklung durch natürliche Kreuzungen (Hybridisierung) und Vermehrung des Chromosomensatzes. Dabei sieht LARCHER (1980) (in REISIGL u. KELLER 1994, S. 14) die fortwährende Streßbelastung als „Anpassungstraining“ mit selektiver Wirkung für die Pflanzen, bis sich schließlich das heutige Bild der Flora ergibt.

B1.1 Tertiärflora

Während der Alpen-Orogenese, die vor 25 Mio. Jahren begann, kühlte sich das Klima ab und die Vegetation veränderte sich, „auf den im Entstehen begriffenen Gebirgen erscheint eine neue Flora“ (WERNER 1994, S. 22). Die Besiedlung erfolgte aus den umliegenden Gebirgen (Balkan, Appennin, Pyrenäen) bei fast durchgehenden Gebirgsketten von Afrika bis Asien. Die aus Zentral- und Ostasien stammenden Alpenpflanzen waren z.B. *Rhododendron ferrugineum, Androsace alpina* oder Enzian-Arten. Aus Nordafrika kam *Crocus albiflorus,* aus Amerika über Asien *Arctostaphylos uva-ursi* und *Arnica montana*. Autochthon in den Alpen entwickelten sich z.B. Hochstauden wie *Adenostyles alliariae* oder *Cicerbita alpina* (siehe auch REISIGL und KELLER 1994, S. 15 ff.).

B1.2 Flora der Eiszeiten

Vor 1 Million Jahren begann dann die Gletscherausbreitung, die Pflanzen wanderten von den Hochflächen, die bis 2000m Höhe mit Schnee und Eis bedeckt waren, in die Ebene. Teilweise lagen in Höhen darüber wie auch im Wallis Refugien für einzelne Pflanzen (LAUBER u. WAGNER 1996, S. 12). In Warmphasen kam es zum Vordringen einzelner Arten, vor allem viele der heutigen Wiesenpflanzen drangen ins Gebirge vor. Während der Glazialzeiten starben nach ELLENBERG (1996, S. 29) alle Bäume aus, die Klimabedingungen waren selbst in Südeuropa so hart, daß „keine der heute in Mitteleuropa vorkommenden Waldgesellschaften dort hätte überdauern können“. Grundlegend war die Artenzusammensetzung nach der Eiszeit die gleiche wie vorher, allerdings ist aufgrund der oben aufgeführten Gegebenheiten die Diversität der Bäume in Europa gegenüber Nordamerika oder Ostasien völlig unterrepräsentiert (BURGA u. PERRET 1998).

B1.3 Flora der Nacheiszeit

Außerhalb der Gletschergebiete war das Erscheinungsbild der Alpen vor ca. 16.000 Jahren von baumloser Gras-, Moos- und Flechtenvegetation mit Alpenrosen, Zwergbirken und Strauchweiden geprägt. Die ersten Bäume mit *Pinus sylvestris*, *Quercus pubescens*, *Corylus avellana* und *Pinus cembra* wanderten vor ca. 10 000 Jahren ein. In der atlantischen Periode vor 5000-7000 Jahren breiteten sich in einer wärmeren Klimaphase auch atlantische Arten wie z.B. *Abies alba*, *Picea abies*

und *Acer pseudoplatanus* aus. In dieser Zeit lag die Waldgrenze um ca. 200m höher als heute (WERNER 1994, S. 24).

Die sich entwickelnde weitgehend geschlossene Wiederbewaldung wurde dann zunehmend durch menschliche Einflußnahme aufgelichtet (vgl. ELLENBERG 1996, S. 30). Als das Klima vor 3000 Jahren (Subboreal und Subatlantikum) wieder kühler wurde, zog sich die wärmeliebende Steppenvegetation auf Reliktstandorte zurück. Man findet beispielsweise die Flaumeiche sowie diverse Steppengräser wie *Stipa pennata* oder *Stipa capillata* heute im Untersuchungsgebiet nur noch am südexponierten Hang des Rhônetals.

B2 Abiotische und biotische Standortfaktoren der Vegetationsverteilung im Hochgebirge

Die Vegetation als Teil der Landschaft kann als Produkt aller standörtlichen, historischen und soziologischen Einflüsse gewertet werden. Der Thematik der vorliegenden Arbeit folgend soll zunächst eine nähere Erläuterung des Begriffs der Hochgebirge vorgenommen werden. Diese sind nach der geographisch-landschaftskundlichen Definition von TROLL (1955, S. 12) „Gebirge, die sich in dem jeweiligen Klimagürtel zu solcher Meereshöhe erheben, daß sie den Formenschatz, das Pflanzenkleid, die Verwitterungsböden und den Landschaftscharakter annehmen, die man mit der ursprünglich in den Alpen gewonnenen Vorstellung eines Hochgebirges verbindet“. Als Charakteristika nennt er

- die Erhebung des Gebirges über die Waldgrenze
- das Herausragen über die damalige Schneegrenze während der Eiszeiten zur Ausbildung des nivalen Formenschatzes
- die flächenhafte Wirksamkeit des mechanischen Gesteinszerfalls, der Strukturbodenbildung und der solifluidalen Bodenabtragung in der heutigen Landschaft, d.h. das Vorhandensein einer rezenten Periglazialstufe.

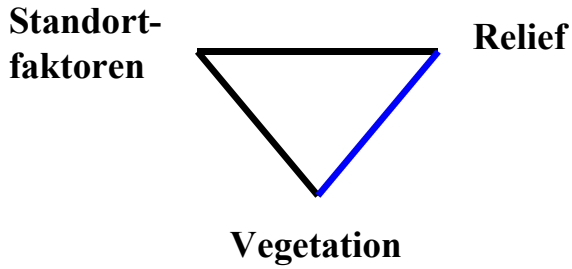
Die Definitionen von Hochgebirge sind vielfältig und haben sich im Laufe der Zeit einem Wandel unterzogen, bis heute findet man unterschiedlichste Definitionskriterien je nach fachlichem oder thematischem Hintergrund der Betrachtung. Während PATZELT (1996, S. 54) die Definition von Hochgebirge auf die drei Merkmale Höhenstufung, Kleinräumigkeit und hohes Naturgefahrenpotential verkürzt, fordert WINIGER (1992) schon 1992 einen umfassenderen, interdisziplinären Ansatz, der neben klimatisch-tektonischen-ökosystemaren auch anthropogen-gesellschaftliche Kriterien einbezieht:

- Gebirge als Lebensräume und Schlüsselstellen globaler Umweltsysteme
- Gebirge als Ressourcenräume für die Tiefländer mit hohem Gefahrenpotential

Die verschiedenen Faktoren, die den Hochgebirgscharakter ausmachen, wirken gleichermaßen auf die Vegetation als Teil der Hochgebirgslandschaft (FRANZ 1979). Nach POTT (1995, S. 30) kommt den jeweiligen Einfluß- oder Standortfaktoren des Hochgebirges „für die Artenauslese und –zusammensetzung eine Schlüsselrolle zu“. Nach SCHMIDT (1969, S. 174) kann „die Pflanzendecke als der lebendige Ausdruck des Zusammenwirkens der Standortfaktoren bezeichnet werden“. PFADENHAUER (1993) bezeichnet den Standort als „die Gesamtheit aller naturgegebenen, für das Leben wichtigen Eigenschaften einer bestimmten Stelle im Gelände“.

Die Gliederung der Standortfaktoren für die Vegetationsverteilung wird dabei von den Autoren vegetationskundlicher Standardwerke (BRAUN-BLANQUET 1964, ELLENBERG 1996, SCHROEDER 1998, WALTER 1968, SCHMIDT 1969, PEARS 1985, PFADENHAUER 1993, WILMANNS 1993, POTT 1995) auf verschiedene Weise vorgenommen. Während POTT (1995) zwischen exogenen (klimatischen, edaphischen, anthropo-zoogenen) und endogenen (Konkurrenz und Koexistenz, Abhängigkeit, Anpassung) Faktoren unterscheidet, die in der vorliegenden Studie nicht näher betrachtet werden, sind bei BRAUN-BLANQUET (1964) die direkt wirkenden klimatischen Standortbedingungen implizit durch die indirekten Faktoren Höhe, Massenerhebung, Exposition,

Hangneigung und Boden erläutert. Nach HEGG et al. (1993, S. 5) sind Boden, Relief, Nährstoffe und Klima neben historischen und aktuellen natürlichen und anthropogenen Störeinflüssen die wichtigsten Standortfaktoren für das Erscheinungsbild der Pflanzendecke. In diesen unterschiedlichen Ansätzen zeigt sich bereits die unterschiedliche Perzeption bzw. Gliederung bei der Bewertung von Standortfaktoren und die enge Kopplung zwischen dem Relief als indirektem und den direkten Standortfaktoren, wie sie bereits in der Abb. 1 dargestellt ist.
Die Vielzahl der Gliederungsweisen von Standortfaktoren und die in ihnen z. T. enthaltenen Redundanzen (beispielsweise sind Boden und Nährstoffe teilweise redundant) machen ein eindeutig definiertes Schema vor dem Hintergrund der vorliegenden Arbeit notwendig. Eine strukturelle Übersicht über das Wirkungsgefüge zwischen Standortfaktoren und Vegetation war bereits in der Einleitung mit Abb. 1 zu finden, die entsprechenden Faktoren und ihr Zusammenspiel wird im folgenden erläutert. Der Übersichtlichkeit halber soll jedoch nur marginal auf das komplexe Gefüge von Wechselwirkungen und Rückkopplungen zwischen den Faktoren eingegangen werden.
Die Verkettung zwischen Vegetation, Standortfaktoren und Relief ist folgendermaßen charakterisiert:



Das Pflanzenwachstum hängt grundsätzlich, zunächst unabhängig von den Reliefeigenschaften, direkt von den 5 Faktoren Licht/Strahlung, Temperatur, Wasser, Nährstoffe und mechanische/physikalische/anthropozoogene Beschädigung ab. Die Ausprägung dieser Standorteigenschaften ist im Hochgebirge wiederum eng an das Relief gekoppelt. Daraus resultierend folgt ein Kausalzusammenhang zwischen Vegetation und Relief.
Aus dieser Überlegung wird zunächst in diesem Kapitel ein allgemeiner Überblick über die direkten Standortfaktoren und ihre Wirkung auf die Vegetation im Hochgebirge gegeben, bevor im Kapitel B3 der Gesamtzusammenhang der direkten Standortfaktoren mit dem sie modifizierenden Faktor Relief verdeutlicht wird. Die Analyse der Zusammenhänge zwischen Vegetation und Relief schließlich ist Gegenstand der vorliegenden Arbeit und wird in den folgenden Kapiteln erläutert.

Der Fokus der Betrachtungen liegt in den beiden nächsten Kapiteln eindeutig auf dem Einfluß der folgenden abiotischen (1-3) und biotischen (4) Faktoren auf die Vegetation:

1. Klima und Wasserhaushalt
2. Geologie und Böden
3. Geomorphologische Prozesse
4. Anthropozoogene Einflüsse

B2.1 Klima und Wasserhaushalt

Für die Vegetation sind neben dem Großklima (auf mitteleuropäischer Skala) das Geländeklima als topographisch bedingte Modifikation des Großklimas mit Ausbildung von Geotopen (PFADENHAUER 1993) und das Bestandsklima als das „Klima der bodennahen Luftschicht“ nach GEIGER (1961) von Bedeutung. Letzteres ist für die vorliegende Untersuchung jedoch zu vernachlässigen.

B2.1.1 Strahlung und Temperatur

Die Strahlung wirkt direkt auf die Photosyntheserate der Pflanze. Die Menge photosynthetisch aktiver Strahlung (400-700nm) beeinflußt neben der Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit die Bildung von Kohlehydraten und Trockenmasse in der Pflanze. Nach WOODWARD (1990, S. 64) korrelieren Einstrahlung und Biomasse bei genügender Wasser- und Nährstoffversorgung linear miteinander. Die Strahlung und damit die Temperatur ist also die primäre Energiequelle für die Photosynthese (SMITH et al. 1997, S. 52 ff.) und damit für den Haushalt der organischen Substanz. Allerdings kann ein Übermaß an Strahlung vor allem bei gleichzeitigem Wassermangel große Schäden an Pflanzenteilen hervorrufen, speziell für Hochgebirgspflanzen ergibt sich oft Trockenstreß durch hohe Windgeschwindigkeiten und damit erhöhte Evaportranspiration (vgl. WALSH et al. 1994, S. 658).
Die Temperatur wiederum spielt für das Pflanzenwachstum eine entscheidende Rolle. Die Abhängigkeit des Pflanzenwachstums von der Temperatur bzw. der Fähigkeit, solare Strahlung aufzunehmen und in Kohlenhydrate oder Trockenmasse umzuwandeln, wird schon 1972 von MONTEITH (1972) als zentrale These aufgestellt. WOODWARD (1990) nennt weitere frühe Arbeiten, die sich mit der temperatur- und wasserabhängigen Entwicklung von Pflanzen beschäftigen. Dabei sind es weniger die Mitteltemperaturen als die thermische Bilanz zwischen Einstrahlung am Tag und nächtlicher Ausstrahlung sowie die jahreszeitlichen Extrema, die die größte Bedeutung für die Entwicklung der Pflanze haben (BRAUN-BLANQUET 1964). Ein weiterer entscheidender Einfluß auf die Pflanze ist die temperaturabhängige Verdunstungsrate: im Gegensatz zu einer geringen Lufttemperatur in der Höhe kann die Pflanzenoberflächentemperatur extrem viel höher sein, was zu mikroklimatischen Temperaturgegensätzen von 50° zwischen Sonnen- und Schatten-Pflanzenoberflächen führen kann. Dadurch wird der Wasserhaushalt z.T. extrem betroffen und Gebirgspflanzen müssen mit unterschiedlichen Anpassungsmechanismen reagieren (Kuttikula, Zwergwuchs, Bildung von Polstern, Rosetten oder Spalieren) (vgl. ELLENBERG 1996, SMITH et al. 1997, S. 24, SCHROEDER 1998, S. 326 ff.). Negativ wirkt sich im Zusammenhang mit der Strahlung/Temperatur und der Bestandsverjüngung aus, daß Keimlinge oft den hohen Maximaltemperaturen an Südhängen zum Opfer fallen (BRAUN-BLANQUET 1964, S. 233).
In den Zentralalpen ist sowohl die tägliche Einstrahlung als auch die nächtliche Ausstrahlung viel stärker als am Rand der Gebirge. Die Ausstrahlung wird mit zunehmender Höhe größer, sie steigt zwischen 300 und 3000m um 40%, in klaren Nächten ist eine Abkühlung von mehr als 20°C möglich. Die Tatsache, daß die Temperatur in Bodennähe nochmals um 2-8°C niedriger liegt als in 2m Höhe, führt zu fast ganzjähriger Frostgefahr für hohe Lagen und damit zur Gefahr von Frosttrocknis (siehe dazu WOODWARD 1990, S. 72, LARCHER 1994, S. 294).

Allgemein nimmt im Hochgebirge unter der Annahme eines feucht-adiabatischen Gradienten die Lufttemperatur im Jahresmittel zwischen 0.50 und 0.79°C pro 100 Höhenmeter ab. (vgl. MÖRIKOFER in BRAUN-BLANQUET (1964, S. 226) und FLIRI in WEISCHET u. ENDLICHER (2000, S. 78)). Daraus resultiert eine verkürzte Wachstumsperiode, die nach WERNER (1994) 7 Tage pro 100m Höhe ausmacht. Für das Untersuchungsgebiet geben ELLENBERG (1996, S. 575) und WERNER (1994) die Länge der Wachstumsperiode (mit Tagesmitteltemperaturen von mindestens 5° C) wie folgt an: Sion im Rhônetal (600m) 240 Tage, Montana im Rhônetal (1490m) 175 Tage, obere Waldgrenze im Rhônetal (ca. 2300m) 100 Tage.
Obwohl die Sonneneinstrahlung mit der Höhe zunimmt und auf 1800m der Strahlungsgewinn mehr als doppelt so hoch ist wie in der Ebene, erwärmt sich die Luft nicht proportional, während der Erdboden bzw. die Oberfläche niedrigwüchsiger Pflanzen je nach Beschaffenheit eine stärkere Erwärmung erfahren. Durch Abgabe latenter u. fühlbarer Wärme stellt der Boden die wichtigste Wärmequelle für die Vegetation dar (LANDOLT 1992). Dabei nimmt die Bodenwärmespeicherung mit der Höhe zu: LANDOLT (1992) gibt für eine Höhe von 600m eine mittlere jährliche Bodentemperatur an, die in 120 cm Tiefe um +0.5°C über der mittleren Lufttemperatur liegt, während die positive Temperaturdifferenz auf 1500m 1,7°C und auf 3000m 2.9°C beträgt. Vor allem die bodenkriechenden Pflanzen profitieren von dieser Tatsache, oberhalb der Waldgrenze sind die meisten Pflanzen zum Wachstum auf die Ausnutzung der Bodenwärme angewiesen und weisen entsprechend angepaßte Wuchsformen auf. KÖRNER (1998) sieht in der für den Strahlungshaushalt negativen Wuchsform „Baum“ eine mögliche Ursache für die Lage von Wald- und Baumgrenze, weil oberhalb einer bestimmten Isotherme niedrigwüchsige Pflanzen Standortvorteile gegenüber den Bäumen haben. Zudem besteht durch die nächtliche Ausstrahlung im Hochgebirge und Kaltlufteinflüsse fast das ganze Jahr hindurch Bodenfrost-Gefahr (REISIGL u. KELLER 1994, S. 19). Zur Frost- und der damit verbundenen Waldgrenzproblematik siehe auch HOLTMEIER (2000, S. 54 ff) sowie Kapitel B4.2.
Sowohl die Luft- als auch und in besonderem Maß die Bodentemperaturen weisen eine komplexe reliefabhängige Verteilung im Hochgebirge auf. Die Abhängigkeit der (Boden-) Temperatur von der Exposition, aber auch von der Vegetationsbedeckung ist Gegenstand vieler Forschungsansätze. In diesem Zusammenhang seien die frühen Arbeiten von Shreve und Bühler (1918) (siehe BRAUN-BLANQUET 1964) sowie AULITZKY (1961), aber auch neuere Ansätze von GREEN (1983), KLUENDER et al. (1993), BLENNOW u. PERSSON (1998), KANG et al. (2000) und nicht zuletzt WELPMANN (in Vorbereitung) genannt.

B2.1.2 Niederschläge und Feuchtigkeit

Die Wasserversorgung der Pflanzendecke erfolgt durch Niederschläge (Regen, Schnee, Tau, Nebel) bzw. durch Grund- und Stauwasser. Im Zusammenspiel mit den thermischen Charakteristika eines Standortes bestimmt er, welche Art von Vegetation (Xerophyten, Mesophyten, Hygrophyten) sich gegen die Konkurrenz durchsetzen und ansiedeln kann (WILMANNS 1993, (PFADENHAUER 1993). Der Niederschlag trägt zur Regulierung des Wärme- und Wasserhaushalts bei, so daß die Voraussetzungen für die Erfüllung der Lebensansprüche von Pflanzen gewährleistet sind (LARCHER 1994).

Grundsätzlich nimmt der Niederschlag mit der Höhe im Gebirge zu, wie aus dem Alpen-Transekt der Tab. 7 entnommen werden kann. Als Faustregel ergibt sich nach LANDOLT (1992) zwischen 500 und 2500m Höhe ein Zuwachs der Niederschläge um 100mm pro 100m Höhe. Allerdings sind die Zentralalpen insgesamt trockener als die Außenketten, wobei sich mit zunehmender Höhe die Unterschiede zwischen Nord-/Südalpen und Zentralalpen angleichen, so daß in der alpinen und nivalen Höhenstufe (oberhalb der Waldgrenze, siehe Kapitel B4.1) die Niederschlagsunterschiede kaum mehr eine Rolle spielen. Allerdings verringert sich der absolute Feuchtegehalt der Luft trotz zunehmender Niederschläge mit der Höhe aufgrund abnehmender Temperaturen und damit geringerer Feuchtekapazität. Die erhöhte Verdunstung - bedingt durch stärkere Insolation - führt häufig zu Vertrocknungsgefahr im Sommer (vgl. auch WALSH et al. 1994, S. 658).

Höhe [m]	Nordalpen [cm]	Zentralalpen [cm]	Südalpen [cm]
500	100-170	50-70	140-200
1000	160-180	50-80	200-240
1500	180-220	50-120	200-260
2000	200-280	80-180	200-280
2500	200-300	160-250	200-300

Tab. 7: Niederschlagsmengen in verschiedener Höhe der Schweizer Alpen (Quelle: UTTINGER 1949 in LANDOLT 1992).

Neben dem rein quantitativen Aspekt sind ähnlich wie bei der Temperatur folgende Charakteristika des Niederschlags für die Vegetation von Bedeutung (WEISCHET 1988, GEIGER 1961, VOLZ 1984, RICHTER 1996):

- Intensität (Starkregenereignisse, langanhaltende Niederschläge)
- jahreszeitliche Verteilung, speziell während der Wachstumsperiode
- Form (Regen, Schnee (siehe B2.1.3), Tau, Nebel)

Speziell in Gebieten mit winterlichem Niederschlagsmaximum ist die Intensität und Verfügbarkeit von Wasser während der Vegetationsperiode ein kritischer Faktor für das Pflanzenwachstum, wodurch besonders die landwirtschaftliche Nutzung beeinflußt wird.

B2.1.3 Schnee

Zusammen mit dem Wind ist der Schnee nach SCHMIDT (1969, S. 296) der eigentliche Auslesefaktor der Vegetation im Hochgebirge. Mächtigkeit, Beständigkeit und Dauer der Schneedecke bestimmen über die Lebensfähigkeit der Pflanzen an einem bestimmten Standort. Blütenpflanzen benötigen mindestens 2 schneefreie Monate, um überleben zu können (LANDOLT 1992, S. 47). Auch wenn die von SCHMIDT (1969) postulierte Exklusivität dieses Standortfaktors nicht generell zu bestätigen ist, so läßt sich doch die Bedeutung der Aperzeit für das Kleinmosaik der Vegetationstypen zumindest in Lagen oberhalb der subalpinen Zone nicht vernachlässigen, wie schon TAPPEINER et al. (1998, S. 233) feststellen. Die Isolationswirkung der Schneeschicht wird durch ihre geringe Wärmeleitfähigkeit bedingt, so daß die Bodentemperatur unter einer genügend mächtigen Schneedecke (ca. 50cm nach LANDOLT 1992, S. 47) konstant bei 0°C liegt. Darüber hinaus stellt die Schneedecke beim Abtauen eine enorme Wasserreserve für den Sommer dar (COUGHLAN u. RUNNING 1997, S 119), nicht zuletzt auch für die Bewässerung in der Landwirtschaft. Allerdings ergeben sich auch ungünstige

Auswirkungen des Schnees, indem schon eine geringe Schneeauflage den Pflanzen einen Großteil des Lichts für die Photosynthese entzieht und ihre Vegetationszeit verkürzt.
Generell ergibt sich mit zunehmender Höhe eine erhöhte Schneefallmenge sowie eine verlängerte Schneebedeckung (ELLENBERG 1996). Als Faustregel für den Anstieg der Schneefalltage in der Schweiz gibt BRAUN-BLANQUET (1964, S. 226) 1/20 der Meereshöhe in Metern an. In diesem Zusammenhang gewinnen auch das (Mikro-)Relief und der Wind an Bedeutung (siehe hierzu LEIBUNDGUT 1938, S. 19 und B2.1.4).
Die klimatische Schneegrenze als gedachte Verbindungslinie aller Punkte, an denen im Sommer der Schnee auf der horizontalen Fläche gerade noch geschmolzen wird, liegt nach LANDOLT (1992, S. 47) in den Nordalpen bei 2400-2700m, in den Zentralalpen steigt sie auf 2700-3200m und sinkt zu den Südalpen auf 2700-2800m ab. Sie beeinflußt die Länge der schneefreien Zeit und damit die Vegetationsperiode (siehe B3.1).
Nicht zuletzt sei auch die mechanische Beschädigung der Vegetation durch Schneelast, Schneeschliff und Lawinen genannt (vgl. ELLENBERG 1996, S. 578), worauf im Zusammenhang mit der Vegetationsdynamik im Untersuchungsgebiet näher eingegangen wird (siehe D5).
Für weiterführende Literatur zum Themenkomplex Schnee und Vegetation seien auszugsweise die Arbeiten von DALY (1984), KUDO (1991), WALSH et al. (1994), FERRARI u. ROSSI (1995) und KELLER (1987) genannt.

B2.1.4 Wind

Der Wind ist in mehrfacher Hinsicht als Standortfaktor für die Vegetation von Bedeutung: die Windgeschwindigkeit beeinflußt zusammen mit der Temperatur direkt die Verdunstungsrate der Pflanze. Hohe Windgeschwindigkeiten können speziell in den Übergangsjahreszeiten zu Trockenschäden der Vegetation führen, wenn die Pflanze transpiriert, obwohl der Boden noch/schon gefroren ist. Da der Wind im Mittel mit der Höhe zunimmt, steigt die Austrocknungs-Gefahr (PFADENHAUER 1993, S. 40) sowie das Ausmaß mechanischer Schädigung ebenfalls mit der Höhe an (vgl. auch DALY 1984, S. 159). An extrem windexponierten Stellen können nur die Arten wachsen, die fest im Boden verwurzelt sind, gegen mechanische Beanspruchung möglichst unempfindliche oberirdische Pflanzenteile und einen wirksamen Verdunstungsschutz besitzen (LANDOLT 1992, S. 48).
Wie bereits oben erwähnt (siehe B2.1.3), steht der Wind in engem Zusammenhang mit dem kleinräumigen Muster der Schneeverteilung, indem er an Luvlagen und Kuppen für die Schneeverfrachtung und damit für schneefreie Flächen verantwortlich ist, die nur kälteresistente Arten besiedeln können, die durch die Schneefreiheit jedoch wiederum eine längere Vegetationsperiode zur Verfügung haben.
Positive Effekte des Windes sind der Transport von Diasporen (=flugfähige Pflanzensamen), z.B. für die natürliche Waldverjüngung an Windbruchflächen.

B2.2 Geologie und Böden

Für das Wachstum und die Reproduktion von Pflanzen sind zahlreiche chemische Elemente in verschiedener Quantität nötig: die Hauptnährstoffe Stickstoff, Phosphor, Kalium und in geringerem Umfang Schwefel, Calcium, Magnesium und Spurenelemente. Alle von der Pflanze benötigten Elemente müssen als Ionen in ausreichender Menge und in pflanzen-verfügbarer Form im Boden vorhanden sein. Abweichungen davon erzeugen Streßsituationen mit selektiver Wirkung auf die Artenzusammensetzung (PFADENHAUER 1993, S. 35).

Mit Ausnahme weniger Kryptogamen (=Flechten, Moose, Algen), die sogar nackte Felsstandorte besiedeln, benötigt die Pflanze zum Wachstum zersetztes mineralisches und organisches Material (LARCHER 1994, S. 16, DELARZE et al. 1999, S. 113). Lieferanten für das Material sind das Ausgangsgestein und die Vegetation selber, die zusammen mit dem Klima und den topographischen Charakteristika eines Gebietes die Bodenbildung beeinflußt (vgl. MÜCKENHAUSEN 1993, S. 500). Am Beginn jeder Bodenbildung steht die Verwitterung des Ausgangsgesteins (siehe zur Geologie des Untersuchungsgebietes A2.3), die im Gebirge vorwiegend aus physikalischer Verwitterung sowie im Kalk aus Lösungsprozessen und bei Silikatgestein aus hydrolytisch gebildeten Tonmineralen besteht. Der Boden stellt jedoch nicht nur oberflächlich gelockertes Gestein dar, sondern ein Produkt aus der Umwandlung und Vermischung aus mineralischen und organischen Substanzen (KUNTZE et al. 1988, S. 126 ff). Es kommt zur Bildung von Tonmineralen und durch Abbau organischer Substanz zu Huminstoffen, die im Gebirge oft eine stabile Verbindung mit den Tonmineralen eingehen, wodurch diese gebunden und ihr Abbau verlangsamt wird (REISIGL und KELLER 1999, S. 10). Die weitere Mineralisierung der Humusschicht hängt in großem Maße von der Temperatur und vom Sauerstoffgehalt ab, in Gebirgsnadelwäldern dauert der Abbau eines Streujahrgangs bereits viele Jahrzehnte (LARCHER 1994, S. 18), da sämtliche Prozesse im Winterhalbjahr ruhen.

Für die Vegetation sind neben dem Nährstoffangebot vor allem die Bodenart und die Materialsortierung wichtig, da sie den Bodenwasserhaushalt entscheidend steuern.

Die Bodenbildungsrate ist vor allem im Gebirge relativ gering, es finden sich nach MÜCKENHAUSEN (1993, S. 501) aufgrund der Steilheit des Geländes verbunden mit Abtragungs- und Umlagerungsprozessen kaum fertig entwickelte Böden mit typischen Bodenprofilen. Es entstehen außerdem über verschiedenen Ausgangsgesteinen, jedoch auch in verschiedenen Höhenlagen verschiedene Bodentypen, deren Eigenschaften die Vegetationsverteilung wesentlich beeinflussen (siehe dazu CLEVE et al. 1996 und LESER 1997). Eine schematische Darstellung typischer höhenabhängiger Bodenentwicklung liefert ZOLLER (1995, S. 17) für das Engadin, das von der Geologie und klimatischen Lage mit dem Untersuchungsgebiet vergleichbar ist (vgl. auch MÜCKENHAUSEN 1993, S. 501-503). Es ist vor allem der Säuregrad des Bodens, der selektiv auf die Vegetation wirkt, es siedeln sich azidophile (=säureliebende) oder basiphile (=säuremeidende) Arten und Gesellschaften an. Einige Beispiele zeigt die Tab. 8:

Kalk (basiphil)	**Silikat (azidophil)**
Polstersegge (*Carex firma*)	Krummsegge (*Carex curvula*)
Berg-Reitgras (*Calamagrostis varia*)	Wolliges Reitgras (*Calamagrostis villosa*)
Behaarte Alpenrose (*Rhododendron hirsutum*)	Rostrote Alpenrose (*Rhododendron ferrugineum*)
Aurikel (*Primula auricula*)	Behaarte Schlüsselblume (*Primula hirsuta*)

Tab. 8: Die Abhängigkeit der Arten vom Säuregehalt des Ausgangsgesteins.

Die Bodenbildung auf Kalkgestein verläuft langsamer als auf Silikat, die Böden sind daher flachgründiger und skelettreicher. Kalkböden zeichnen sich weiterhin durch einen unausgeglichenen Wasser- und Nährstoffhaushalt aus, was die Ansiedlung ernährungsphysiologisch spezialisierter Vegetation erfordert (REISIGL u. KELLER 1999, S. 12). Darüber hinaus weisen Kalkböden vielerorts offene Pflanzendecken mit konkurrenzschwachen, kleinwüchsigen Pionierarten auf. Der Wasser- und Nährstoffhaushalt von Silikatböden ist ausgeglichener, er bietet in schwach bis mäßig saurem Milieu optimale Ernährungsbedingungen, die zu einer geschlossenen Pflanzendecke mit höherer Artenzahl als im Kalk führen.
Andererseits hat auch die Vegetation erhebliche Auswirkungen auf die Bodenbildung und Entwicklung (KLINGER 1996, S. 380). Eine hohe Streuauflage unter Nadelwäldern führt zur erhöhten Bildung von Huminstoffen und zur Bodenversauerung (LEIBUNDGUT 1938, S. 25). Für eine weiterführend Diskussion von Bodenbildungsfaktoren und –prozessen sei auf die bodenkundliche Literatur verwiesen (siehe KUNTZE et al. 1988, MÜCKENHAUSEN 1993 und SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL 1976).
Schließlich beeinflußt die Geologie neben der Bodenbildung indirekt über das Einfallen von Gesteinsschichten auch die Topographie und damit die geomorphologischen Prozesse. Auch die enge Verzahnung zwischen diesen Prozessen und der Bodenbildung sowie -umlagerung ist Teil des ‘Gesamtsystems Hochgebirge‘. Bodenerosion (in Abhängigkeit von Hanglage und Feuchte und Material) sowie Kryoturbations-/ Solifluktions- und gravitative Massenverlagerungen sind hier nur einige Aspekte in diesem komplexen Gefüge, die zu bestimmten Vegetationsmustern führen (siehe B2.3).

B2.3 Geomorphologische Prozesse

Die Geomorphologie im weitesten Sinne und die durch sie bedingten Prozesse beeinflussen die Vegetation in ihrer räumlichen Verteilung (KIRKBY 1995, S. 319, MOORE et al. 1991b, S. 8/9). Die Naturfaktoren bilden daher nicht nur statische Grundlagen, sondern äußern sich nach BACHMANN-VOEGELIN (1984, S. 126) auch als „dynamische Komponenten im landschaftlichen Geschehen. Dies geschieht in Form gewaltsamer Einwirkungen, die schlagartige Veränderungen im Landschaftsbild herbeiführen“ (vgl. auch EVANS u. CLAGUE 1994). Dabei werden auf der zeitlichen Skala Prozesse zwischen wenigen Sekunden und vielen Jahrhunderten Dauer abgedeckt. Die aus den Prozessen resultierenden Formen weisen z.T. eine größere zeitliche Persistenz auf, so daß bestimmte geomorphologische Formen als Indikatoren der für die Vegetationsverteilung wichtigen Prozesse gelten können (vgl. ZIMMERMANN u. EGGENBERG 1990, S. 360). Schon SWANSON et al. (1988, S. 92 ff.) empfehlen bei der ökosystemaren Analyse einen deutlicheren Schwerpunkt auf der Betrachtung der geomorphologischen Prozesse und Formen, die auf allen temporären und räumlichen Skalen mit der Vegetation interagieren.
Im Sinne der Legenden-Unterpunkte (12) und (13) der Geomorphologischen Kartieranleitung (GMK25) (vgl. LESER 1982, S. 34 und STÄBLEIN 1980) wird im folgenden nach verschiedenen Prozessen bzw. 4 Prozeßbereichen unterschieden, die im Hinblick auf ihre Wirksamkeit für die Vegetationsverteilung relevant sind: fluvial, gravitativ, denudativ und kryogen.

Da eine glaziale Überprägung mit ihrem typischen Formenschatz überall in den Alpen zu finden ist und weite Teile des glazialen Prozessbereichs im eigentlichen (GMK25-) Sinne heute noch vegetationsfrei sind oder nur wenige Pionierpflanzen aufzeigen, wird der glaziale und glazifluviale Prozessbereich in dieser Darstellung vernachlässigt.
Die für die Vegetationsverteilung relevanten geomorphologischen Prozesse lassen sich nach linienhafter bis flächenhafter Ausprägung unterscheiden:
Rein linienhaft sind fluviale Prozesse, die bestimmte Lebensräume für spezialisierte Vegetationstypen schaffen wie z.B. der Anschnitt von Uferböschungen, Lebensraum für *Alnus incana* sowie *Adenostyles alliariae*.
Im Übergang vom linienhaften zu eher flächenhaftem Auftreten ist der gravitative Prozessbereich angesiedelt. Unter dem Begriff „gravitativ“ werden im Sinne der bereits für das Lötschental vorliegenden Geomorphologischen Karte von WELPMANN (1997) und EILERS (2000) nach SUMMERFIELD (1997, S. 169) jene Prozesse zusammengefaßt, die mit Hangneigungen > 34° verbunden sind, ohne auf die kontroverse Diskussion in der Literatur bezüglich einer einheitlichen Klassifikation gravitativer Prozesse einzugehen (siehe hierzu KIENHOLZ 1977, SUMMERFIELD 1997, BUNZA 1975 und DACKOMBE u. GARDINEER 1983). Es werden Steinschlag, Felssturz, Bergsturz, Muren, Rutschungen, Felsgleitung und Lawinen zu den gravitativen Prozessen gezählt, die das Erscheinungsbild der Vegetationstypen extrem beeinflussen können. So kann sich z.B. aufgrund ihrer Flexibilität *Alnus viridis* als einziger größerer Strauch in Lawinen- und aktiven Murgangbahnen ansiedeln (DELARZE et al. 1999, S. 232), während bestimmte Schuttpflanzen Bewegungen und kleineren Steinschlagschäden widerstehen können (z.B. *Geum reptans, Linaria alpina, Oxyria digyna*). Da Lawinen, Steinschlag oder Rutschungen ein hohes Gefahrenpotential für Forst- und Kulturlandschaft bergen (siehe ABELE 1994, S. 420, ZENKE u. KONETSCHNY 1988), kommt Wald (als Klimaxvegetation) nur auf ungestörten Flächen vor. Neben klimatischen Restriktionen ist es sicherlich nicht zuletzt auch die vertikal zunehmende zerstörerische Wirkung geomorphologischer Prozesse, die sich an der oberen Wald- und Baumgrenze in der Namengebung „Kampfzone“ offenbart und Gegenstand vieler Studien ist (vgl. DALY 1984, WALSH et al. 1994, BUTLER und WALSH 1994, BROWN 1994a, BROWN 1994b, HOLTMEIER 2000, S. 10 und KÖRNER 1998, S. 446). Ein besonders eindrückliches Beispiel mit verheerenden Schäden ereignete sich im Winter 1999, der als „der Lawinenwinter“ vor allem die Wälder der Schweiz extrem schädigte. Im Wallis wurden in diesem Winter 23.000 m³ Holz zerstört (vgl. EIDGENÖSSISSCHES INSTITUT FÜR SCHNEE- UND LAWINENFORSCHUNG 2000, Abb. 3.47 auf S. 259).

Zu den rein flächenhaften Prozessen zählen die denudativen und die kryogenen Prozesse. Unter denudativ versteht AHNERT (1996, S. 120) „das Bindeglied zwischen dem flächenhaft verbreiteten Prozeß der Schuttproduktion durch Verwitterung und den linienhaften Abtragungsbahnen, die das empfangene Material weiter transportieren...“.FISCHER (1984, S. 47) beschreibt diesen Prozeßbereich als eine heterogene Zusammensetzung aus „Vorgängen der Versatz-, Gleit- und Rutschdenudation, bei der Durchfeuchtung, Frostwechsel oder Schneedruck mitwirken“. Da im Gegensatz zu den Bereichen der fluvialen oder gravitativen Prozeßbereiche keiner der beteiligten Prozesse Priorität erlangt, werden alle Flächen, auf denen keine dominant glazialen, kryogenen, fluvialen oder gravitativen Prozesse stattfinden, als denudativer Prozeßbereich definiert. Ein weiteres

Merkmal der Denudation ist die gebundene Oberfläche, die zur Verringerung der Prozeßgeschwindigkeit führt. An dieser Stelle wird der komplexe Zusammenhang zwischen Geomorphologie, Vegetation und der zeitlichen Skala deutlich, denn während einerseits prozeßbedingte Muster der Vegetation entstehen, hat die Vegetationsbedeckung ihrerseits eindeutigen Einfluß auf die Verteilung von Prozessen in der Landschaft. SWANSON et al. (1988, S. 92) beschreiben diese Abhängigkeit folgendermaßen: „The history of geomorphic processes may be expressed directly in the composition and structure of vegetation, where geomorphic events and vegetation develop together. Geomorphic processes operating before the establishment of existing vegetation, or those subtly coexisting...may have their greatest influence on vegetation...".
Zusammen mit den kryogenen Prozessen, die größtenteils durch Permafrost hervorgerufen werden und sich in typischen Kryoturbations- oder Solifluktionserscheinungen äußern, bewirken diese Prozesse auf verschiedenen räumlichen Skalen die Bildung typischer Vegetationsmuster in Form von Fließerdewülsten, Girlanden, Streifenrasen oder Thufuren (vgl. REISIGL u. KELLER 1999, S. 114/115).

B2.4 Anthropozoogene Einflüsse

Seit Jahrtausenden hat der Mensch auf die ihn umgebende Natur im Alpenraum eingewirkt und sie in unterschiedlichem Maße in eine Kulturlandschaft umgewandelt. Dieser Wandel äußert(e) sich in erster Linie in einer veränderten Bodenbedeckung bzw. Vegetation (PAN et al. 2001, S. 100). Der räumliche Übergang von der Natur- in die Kulturlandschaft ist ein kontinuierlicher, dessen Gegenüberstellung eine Diskretisierung erfordern würde. Anerkannt-objektive Definitionen von Natur- und Kulturlandschaft wurden bis heute nicht festgelegt und sind aufgrund der Heterogenität zu bewertender Landschaften auch nicht zu erwarten. Für die vorliegende Studie wird eine weniger exklusive als eher polarisierte Sicht der Begriffe gewählt. Diese Sichtweise wird nach Meinung der Autorin (und auch diversen anderen Autoren, vgl. z.B. LEES u. RITMAN 1991, S. 826) den verschiedenen Übergangsstadien im Kontinuum zwischen Natur und Kultur in der Landschaftsentwicklung eher gerecht als eine reine „Schwarz-Weiß-Sicht", wie sie beispielsweise SCHROEDER (1998, S. 68) nutzt. Auch ist die Begriffsnutzung für das Untersuchungsgebiet in keinster Weise homogen, denn während BELLWALD et al. (1998, S. 328) das Untersuchungsgebiet eindeutig als Kulturlandschaft bezeichnen, wird die vorkommende Bodenbedeckung sowohl von BACHMANN-VOEGELIN (1984, S. 111) als auch von LEIBUNDGUT (1938, S. 73) als Naturvegetation bezeichnet, obwohl ein Großteil der vorkommenden Vegetationstypen eindeutig menschlicher Einflußnahme unterliegen.
Dem nomenklatorischen Problem ist wohl am ehesten mit einem geographischen Ansatz und unterschiedlichen Stufen zwischen Natur und Kultur beizukommen, denn die räumliche Betrachtung ergibt ein hochdifferenziertes Muster verschiedener Grade menschlicher Beeinflussung, die als Abstufungen zwischen den Begriffen Natur und Kultur einzuordnen sind. Den vertikalen Übergang von der Kulturlandschaft in die Naturlandschaft beschreibt BACHMANN-VOEGELIN (1984, S. 154) für Blatten im Lötschental folgendermaßen: „ Wegen der Lage am Rande der Oekumene aber geht die Kulturlandschaft höhenwärts in anthropogen völlig unbeeinflußte Naturlandschaft über". Auf eine

Bewertung des Untersuchungsgebietes hinsichtlich verschiedener Grade menschlicher Einflußnahme im Sinne von Hemerobie- oder Natürlichkeits-Stufen wird an späterer Stelle eingegangen (siehe D6).

Nachdem zunächst für die ersten Jäger und Sammler vor ca. 8000 Jahren - WERNER (1994, S. 26) berichtet von über 8500 Jahre alten Spuren der ersten nacheiszeitlichen Menschen im Wallis - und für die sich ca. 3000 Jahre später anschließenden ersten seßhaften Bauern die Natur sowohl Ressourcenlieferant, jedoch z.T. auch einen lebensbedrohenden „Feind“ darstellte (HEGG et al. 1993, S. 8), hat der Mensch seither die Natur nach seinem Nutzen gestaltet und verändert, allerdings nicht ungeachtet der notwendigen Zugeständnisse an die Sicherheit des eigenen Überlebens und damit begrenzt durch reliefbedingte Zwänge (vgl. MESSERLI 1989, S. 10 ff.). Auf den Aspekt des Geodeterminismus des Menschen wird weiter unten genauer eingegangen, siehe B3.2.
HEGG et al. (1993, S. 8) definieren im Anschluß an die oben genannte zwei weitere Phasen, in denen sich der Mensch das Hochgebirgssystem verstärkt zu Nutze machte, die eine beginnend mit dem Mittelalter, wo der Mensch weitgehender als heute „mit der ihn umgebenden Natur im Einklang stand“. Viele heute typische Erscheinungen der modernen Kulturlandschaft erschienen dabei relativ spät. Während Viehweiden nach ELLENBERG (1996, S. 62) in Mitteleuropa schon sehr alt sind, entstanden Wiesen erst relativ spät, weil das entsprechende Mähwerkzeug noch fehlte. Diese rein an menschliches Handeln gebundene Entwicklung von bestimmten Florentypen hat schon SCHLATTERS mit dem Satz geprägt: „Ohne Sense und Heuernte keine Wiesenflora“ (ELLENBERG 1996, S. 63). Eine der wohl eindrücklichsten Landschaftsveränderung ist während dieser Zeit das Herabdrücken der Waldgrenze an strahlungsklimatisch günstigen Lagen, im Lötschental um bis zu 250m (vgl. auch HOLTMEIER 1985, S. 210 ff.).
In dieser Phase könnte die Wirtschaftsweise des Menschen aus heutiger Sicht als weitgehend nachhaltig bezeichnet werden, d.h. diese Form der Bewirtschaftung konnte über Jahrhunderte aufrechterhalten werden, ohne größere bleibende Schäden hervorzurufen (WERNER 1994, S. 26). Einen ausführlichen Überblick über die traditionelle Kulturlandschaft der Alpen und ihre Wirtschaftsweisen geben BACHMANN-VOEGELIN (1984) und WERNER (1981). Das Lötschental war zu dieser Zeit geprägt von einer Vielzahl an Einzelhöfen und Weilern, erst später kam es zur Agglomeration in den 4 Hauptsiedlungen. Beispiele menschlicher Auswirkungen auf die Vegetation dieser Zeit sind vielfältig, dabei fand neben der rein quantitativen Veränderung oft auch eine qualitative Umstellung statt. Auszugsweise für den Wald, der als großflächige Klimavegetation die größten Veränderungen erfuhr (siehe auch Abb. 10) seien hier neben der Beeinflussung der Waldgrenze genannt:

- Ständige Dezimierung der Arve für Weideland- und Holzgewinnung seit der Landnahme in der subalpinen Stufe der Schweiz (siehe zum Holzverbrauch speziell im Untersuchungsgebiet auch die Angaben von LEIBUNDGUT (1938, S. 54/55 u. 57 ff.) sowie
- Überrepräsentation reiner Lärchenwälder siedlungs- oder talnah, begünstigt durch Herausschlagen von Arve und Fichte als Bauholz, damit Gras für die Waldweide wachsen konnte (SCHIECHTL und STERN 1985, S. 42 u. 44)
- Laubholzreiche Nadelmischwälder im Dauersiedelbereich werden in Grünlandflächen (Wiesen und Weiden) mit verstreutem Baumbewuchs umgewandelt (PAN et al. 2001, S. 100)
- Niederwaldwirtschaft vor allem in tiefen Lagen (WILMANNS 1993, S. 389)

Eine Übersicht über die ökologische Problematik der menschlichen Eingriffe mit Schwerpunkt auf dem Wald gibt MESSERLI (1989, S. 14, Tabelle 1).

Aufgrund dieser Charakteristika darf das Bewirtschaftungssystem während der Zeit auch trotz seiner Nachhaltigkeit nicht als statisch angesehen werden, vielmehr gibt es viele Zeugnisse eines stetigen Wandels, wie es eindrucksvoll von BELLWALD et al. (1998) am Beispiel der Siedlungs-Wüstungen im Lötschental dargestellt wird. Die Labilität des Gleichgewichts zwischen Mensch und Natur stellt MESSERLI (1989, S. 10) wie folgt dar: „...stellte ihm die Gebirgsnatur die Daueraufgabe, die natürliche Dynamik und Instabilität zeitlich und räumlich soweit zu begrenzen, daß er sicher leben konnte“. Die permanenten Veränderungen der äußeren Bedingungen wie z.B. Bevölkerungszunahme, Agglomerationseffekte und Klimaschwankungen führten zu einer ständigen Veränderung von Typen und Standorten der Vegetationsbedeckung während der letzten Jahrhunderte. Diese Entwicklung ständig variierender Flächenanteile von Wald, Wiese, Acker, Magerrasen, Heide und Siedlung seit prähistorischer Zeit wird schematisch in der Abb. 10 nach SCHROEDER (1998) dargestellt; seine 4 Phasen decken sich weitgehend mit der Unterteilung von HEGG et al. (1993).

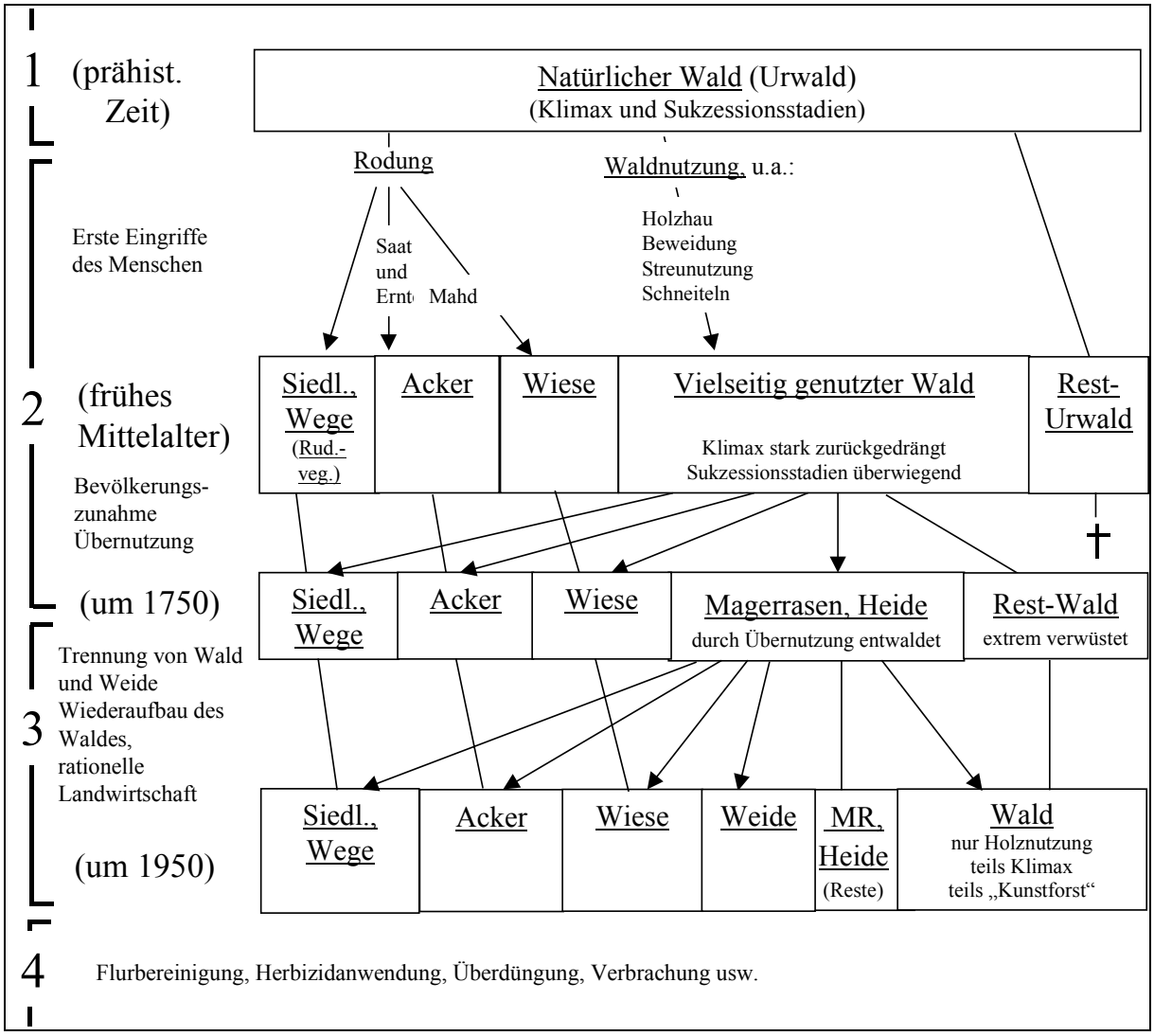


Abb. 10: Die 4 Hauptphasen der Landnutzung nach SCHROEDER (1998, S. 401) seit prähistorischer Zeit.

Mit dem Fokus der Betrachtung auf dem anthropogenen Einfluß auf die Vegetation sei angemerkt, daß dieser Form des traditionellen Wirtschaftens von vielen Autoren eine positive Wirkung sowohl durch die Bereicherung des Landschaftsbildes (LENZIN 1995) als auch durch eine Erhöhung der Biodiversität durch Schaffung anthropogen bedingter Biotope zugeschrieben wird (vgl. BUCHGRABER 1997, DIETL 1997, ENDER u. GRABNER 1997 sowie RICHTER 1999, S. 210). Die Schaffung einer höhengestaffelten Nutzung mit typischer Abfolge von tiefliegenden Äckern und Fettwiesen zu höher gelegenen Weiden und Magerwiesen hat noch aktuell entscheidenden Einfluß auf die Vegetationsverteilung (vgl. auch LEIBUNDGUT 1938, BACHMANN-VOEGELIN 1984 und WERNER 1981).

Als vorläufig letzte Phase sehen HEGG et al. (1993) und SCHROEDER (1998) die Zeit seit den 50er Jahren, die sich einerseits durch starke Technisierung der Land- und Forstwirtschaft sowie Baumaßnahmen und steigende Tourismusaktivität auszeichnet. Im Lötschental weiteten sich die Siedlungen über die historischen Dorfkerne hin auf Flächen aus, die bis dahin aufgrund von Lawinengefahr gemieden wurden (BELLWALD et al. 1998, S. 331). Es ist unbestritten, daß man damit aber andererseits der Erhöhung des Risikopotentials und einer zunehmenden Bedrohung durch Naturkatastrophen den Weg bereitete (vgl. FLIRI 1975, BAUMGARTNER 1977, RINGLER 1978, KIENHOLZ 1981, FRUTIGER 1988, HAEBERLI u. NAEF 1988, PFISTER 1988, MEYER-GRASS u. SCHNEEBELI 1992 sowie ZENKE u. KONETSCHNY 1988). Auch Leser führt die Naturgefahren, Umwelt- und Raumplanungsproblematik in den Hochgebirgen darauf zurück, daß der Mensch natur- bzw. reliefgegebene Grenzen überschreitet und damit das Ökosystem aus dem Gleichgewicht bringt. Enorme Kosten für zahllose Lawinenschutzmaßnahmen, Aufforstungen und Verbauungen zeugen von einem hohen monetären und sozio-kulturellem Wert der alpinen Lebensräume. Das Gesamtvolumen der zwischen 1950 und 1998 aufgewendeten Kosten für Lawinenverbauungen (Stützwerke, Galerien, Dämme) und Aufforstung in der Schweiz beträgt ca. 1.5 Milliarden Sfr. Das Jahr 1990 hatte dabei mit 110 Mio. Sfr den absoluten Höchstwert zu verzeichnen, wogegen 1998 „nur“ ca. 70 Mio. Sfr ausgegeben wurden (vgl. EIDGENÖSSISSCHES INSTITUT FÜR SCHNEE- UND LAWINENFORSCHUNG 2000). Allerdings berücksichtigt diese Aufstellung nur Baukosten, Instandhaltungs- und Reparaturarbeiten bleiben unberücksichtigt! (vgl. auch BORTER 1990, S. 12). Diese Aufwendungen stehen rein von der Bilanz her in keinem Verhältnis zu der geringen Wohnbevölkerung in den Berggemeinden, allerdings ist die Erhaltung typischer Lebens-, Erholungs- und Ressourcenräume wohl auch nicht in Mio. Sfr aufzurechnen. Nicht zuletzt ist auch der Tourismus und seine wirtschaftliche Bedeutung ein weiterer Grund für die hohen Ausgaben in den peripheren Berggebieten.

Neben einer intensivierten Landwirtschaft, die auf Extremstandorten partiell zu hohen Verlusten von Artenvielfalt und ganzen Lebensgemeinschaften führt (vgl. PFADENHAUER 1993, S. 73 und OZENDA 1988, S. 116 ff.), verändern sowohl Baumaßnahmen als auch die sich durch wandelnde Umweltbedingungen verstärkenden Naturkatastrophen (oder neutraler: die geomorphologischen Prozesse) die Vegetationsverteilung nachhaltig (z.B. Verschwinden vieler Moore und Auenvegetation im Rhônetal durch Flußkanalisierung oder Ausräumen von Bachrinnen durch Murgänge). Als größere Bauvorhaben wurden beispielsweise im Lötschen- und Turtmanntal seit den 60er Jahren insgesamt 10 große Lawinenleitdämme errichtet (allein 4 davon für die Gemeinde Blatten im Lötschental und weitere 4 im winterlich unbewohnten Turtmanntal).

Innerhalb dieser letzten Phase zeichnet sich zusätzlich in weiten Gebieten der Alpen seit den frühen 80er Jahren eine Abwendung von der zwar technisierten, jedoch traditionell begründeten Wirtschaftsweise ab. Die Abkehr vor allem der jüngeren Bevölkerung vom primären Erwerbssektor führt zunehmend zu einem Verfall der Landwirtschaft und damit des über Jahrhunderte gewachsenen Landschafts- und Vegetationsbildes (BELLWALD et al. 1998, S 332, LEIBUNDGUT 1938, S. 50 und BAETZING 1988, 1991, 1993). Die Tendenz, ehemalig landwirtschaftlich genutzte Gebäude zu Ferienhütten umzugestalten, ist besonders im Turtmanntal seit einigen Jahren verstärkt zu beobachten. Aufgelassene Mahd- und Weidebereiche lassen Busch- und Strauchvegetation aufkommen (ENDER und GRABNER 1997), es kommt durch diese „Vergandung“ zu irreversiblen Verlusten an typischen Arten (vgl. auch LENZIN 1995, S. 127), Zwergsträucher breiten sich in ehemals extensiv genutzten Magerwiesen aus, lichte Waldweidebereiche verbuschen zusehends (WERNER 1994, S. 26/27). Der Vegetationstyp und die Artenzusammensetzung ändern sich maßgeblich beispielsweise beim Übergang zwischen Mahd und Weide, beim Umbruch von Naturwiesen, bei Ex-, Intensivierung oder Aufgabe, bei Aufforstung, Bewässerung, Düngung oder beim Einbringen fremder Arten (vgl. hierzu HEGG et al. 1993, S. 10 ff.).

MESSERLI (1986) unterscheidet den sich vollziehenden Wandel im Landschaftsbild in einen offensichtlichen, der „seine ökologischen Spuren hinterließ“ und in „teils nur als schwer wahrnehmbare schleichende Prozesse“ wie der „stille Rückzug der Forstwirtschaft aus der Waldfläche und die Extensivierung ungünstiger Flächen durch die Landwirtschaft“ (S. 17). Drei Jahre später schreibt er: „Das Problem des 19. Jahrhunderts hat sich ins Gegenteil verwandelt: Der einstigen Uebernutzung steht heute eine chronische Unternutzung gegenüber“ (MESSERLI 1989, S. 22).

Damit befinden sich der sensible Hochgebirgsraum und seine Vegetation in einer Umbruchphase, der von politischer Seite entgegenzuwirken versucht wird, beispielhaft seien hier nur Artikel 18 und Artikel 18a Absatz 1 des Bundesgesetzes über den Natur- und Heimatschutz (NHG) sowie Subventionszahlungen nach der DZV (=Direktzahlungsverordnung von 1993/1998) für extensive und wenig intensive Wiesen sowie für die Mahd von Flächen mit mehr als 18% Neigung oder das TWW-(Trockenwiesen und Weiden) Projekt der Schweiz genannt (siehe BUNDESAMT FÜR UMWELT WALD UND LANDSCHAFT BUWAL 1997).

Neben der historischen und aktuellen Entwicklung menschlicher Wirtschafts- und Lebensweisen in den Alpen, die in erster Linie über die Art und Verteilung der Vegetation mitentscheiden, wirk(t)en ebenfalls mechanisch direkte Eingriffe wie Vieh- und Wildtier-Verbiß, Trittbelastung und Feuer auf den Zustand der Pflanzendecke (PFADENHAUER 1993, S. 40).

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß der Mensch die Vegetationsverteilung und ihren Zustand durch Bau- und Rodungsmaßnahmen, Land- und Forstwirtschaft sowie selektive Veränderung der Nutzungsintensität und -art beeinflußt(e).

B3 Das Relief und die Standortfaktoren der Vegetation

B3.1 Das Relief und die abiotischen Faktoren

Allen Definitionen des Begriffes Relief (vgl. EVANS 1972, S. 18-20, LEXIKONREDAKTION 1987, DIKAU 1988, S. 3, LESER et al. 1991, S. 141) ist der Aspekt des (Geo)Reliefs (im folgenden als Relief bezeichnet) als Oberfläche bzw. als Grenzfläche der Lithosphäre gegen die Atmosphäre bzw. Hydrosphäre und Biosphäre gemeinsam. Nach DIKAU u. SCHMIDT (1999, S. 239) ist davon auszugehen, daß Prozesse in Grenzflächensystemen stark von der räumlichen Charakteristik der einzelnen Systemkomponenten abhängig sind. Dem Relief als Grenzfläche kommt demnach durch seine geomorphographischen Merkmale (z.B. Höhe, Hangneigung, Exposition) im Geoökosystem eine prozeßregelnde Wirkung zu. Dabei ist das Relief als kontinuierliche Oberfläche zu verstehen, deren Punkt-, Linien- oder Flächen-Attribute Gegenstand geomorphologischer und geomorphometrischer Betrachtung sind (vgl. EVANS u. COX 1999, S. 13 und Kapitel C3).

Im Kontext vegetationsökologischer Grundlagen und vor dem Hintergrund der vorliegenden Arbeit ist das Relief vor allem in seiner Eigenschaft als Regler von Zuständen und Prozessen für die Vegetationsverteilung zu verstehen. Das Relief beeinflußt die Hochgebirgsvegetation, indem es die direkt wirkenden klimatischen, pedologischen, hydrologischen, geomorphologischen und anthropogenen Standortfaktoren in ihrer Verteilung in der Landschaft variiert und in ein reliefgebundenes kleinräumiges Mosaikmuster verwandelt, wie es bereits in dem Wirkungsgefüge der Abb. 1 graphisch dargestellt wurde. Während Umweltparameter in der Ebene über große Flächen gleich bleiben und damit homogene Lebensbedingungen für die Vegetation schaffen, ist gerade das Hochgebirge durch eine hohe topographisch indizierte räumliche Variabilität der Standortfaktoren geprägt.

WALTER u. BRECKLE (1991, S. 106) führen an, daß das Relief über seine Wirkung auf Wind und Beschattung zu einer „Aufgliederung [des Hochgebirges] in kleinste Klimaräume“ führt. Auch ELLENBERG (1996) betont, daß durch das Hochgebirgs-Relief, den Boden und den Wind das lokale Muster der Niederschlags- und damit auch der Feuchteverteilung stark räumlich variieren kann. Wie bereits einleitend bemerkt, werden bei BRAUN-BLANQUET (1964) die direkt wirkenden klimatischen Standortbedingungen den indirekten Faktoren Höhe, Massenerhebung, Exposition, Hangneigung und Boden unterstellt, was die übergeordnete Bedeutung des Reliefs in seiner Sichtweise der Hochgebirgsökologie zeigt. Auf Seite 226 beruft er sich auf das Relief als „Erzeuger von besonderen Lokalklimaten“, CLEVE et al. (1996, S. 388) spricht von der „reliefbedingten Konditionierung der Phänomene“, zu denen auch die Vegetation zählt.

Zusammenfassend ergibt sich daraus, daß das Relief als der wichtigste indirekte Standortfaktor der Vegetationsverteilung zu erachten ist, indem es die direkten Faktoren in ihrer räumlichen Verteilung entscheidend beeinflußt. Diese Kopplung vegetationsrelevanter Faktoren an das Relief beschreiben BRIDGE u. JOHNSON (2000, S. 66), indem sie bei statistischen Untersuchungen an Waldflächen belegen, daß „vegetation composition reflects topographic control over moisture and nutrient gradients". SWANSON et al. (1988, S. 93) unterscheiden 4 hauptsächliche Merkmale der Wirkung des Reliefs auf die Standortfaktoren der Vegetation:

1. Das Relief beeinflußt die Strahlung, die Luft- und Bodentemperatur sowie die Feuchte, die Nährstoffmenge und die Verfügbarkeit anderer lebenswichtiger Stoffe eines Standortes.
2. Das Relief ist verantwortlich für den Fluß von Organismen, Diasporen, Energie und Material (Wasser, Sedimente, Schwebstofffracht).
3. Das Relief bestimmt maßgeblich über das räumliche Muster, die Stärke und die Frequenz geomorphologischer Prozesse und über die Bodenbildung.
4. Das Relief beeinflußt die Frequenz und das räumliche Muster der nicht-geomorphologisch bedingten Störungsfaktoren Feuer, Wind, Schnee oder Beweidung.

Die Wirkung des Reliefs verläuft jedoch neben dem reinen Höheneinfluß, der sich bei allen abiotischen Parametern als bedeutend erweist, auch und in besonderem Maße über die nachfolgend beschriebenen Parameter. An dieser Stelle sollen nur die primären Reliefparameter angeführt werden, da sich die sekundären aus ihrer Kombination ergeben. Definitionen und Ableitungen von primären und sekundären Reliefparametern sowie eine tabellarische Übersicht über den Zusammenhang zwischen Reliefparametern und wichtigen abiotischen Faktoren der Vegetationsverteilung sind in Kapitel C3.1 und Tab. 15 zu finden. Für eine detailliertere Darstellung der Wirkung einzelner Reliefparameter sei an dieser Stelle mit BRAUN-BLANQUET (1964), WALTER (1968), SCHMIDT (1969), WOODWARD (1990), WALTER u. BRECKLE (1991), ELLENBERG et al. (1992), PFADENHAUER (1993), WILMANNS (1993) und ELLENBERG (1996) auf weiterführende Literatur verwiesen. Im folgenden werden beispielhaft einzelne Aspekte verschiedener Beeinflussungsmechanismen von Reliefparametern vorgestellt:

Neigung

Die Steilheit der Hänge im Hochgebirge ist gleichbedeutend mit kurz andauernder Schneedecke (BRAUN-BLANQUET 1964, S. 241), da durch Rutschungsprozesse der Schnee abgleitet. Die Prozeßhäufigkeit und das Gefahrenpotential z.B. von Steinschlag nehmen ebenfalls mit zunehmender Hangneigung zu (GOTTFRIED et al. 1998, S. 211). Der Feuchtegehalt (vgl. IVERSON et al. 1997, S. 334) und die Mächtigkeit der Böden sinken gemeinhin mit zunehmender Hangneigung ab. Es kommt durch Wasserflüsse am Ober- und Mittelhang zur Verlagerung des Oberbodens (KUNTZE et al. 1988, S. 307) oder zu Solifluktions- und Kryoturbationserscheinungen.

Exposition

Die Exposition ist in erster Linie verantwortlich für strahlungsbedingte Temperaturunterschiede. Daraus resultieren bei verschiedenen Expositionen unterschiedliche Längen der Vegetationsperiode auf gleicher Meereshöhe, wie schon REISIGL u. KELLER (1994, S. 21, Abb. 29) zeigen. Expositionsbedingtes Höhensteigen von Vegetationsgrenzen über 200-300m ist dabei keine Seltenheit (vgl. SCHMIDT 1969, S. 297 und RICHTER 1999, S. 217). Vor allem tiefere Minimumtemperaturen und häufige Frostwechsel charakterisieren ungünstige Expositionen. An der Sonnenseite beträgt die schneefreie Zeit in Lagen bis 1500m etwa 7 Monate, bis 2500m verkürzt sie sich auf 2-3 Monate (LANDOLT 1992, S. 47).

KERNERs Untersuchungen der Tiroler Alpen in BRAUN-BLANQUET (1964, S. 232) ergaben extreme Unterschiede in der Bodenwärme in Abhängigkeit von der Exposition, z.T. war die Bodentemperatur auf dem Sonnhang um 10°C wärmer. Allerdings werden durch die Vegetation selbst die Expositionsunterschiede z.B. unter Wald fast völlig ausgeglichen. Extreme expositionsbedingte Unterschiede ergeben sich, wenn Regenschatten-Lagen mit Südlagen zusammenfallen, wie es am Südabfall der Berner Alpen und damit in Teilen des Untersuchungsgebietes der Fall ist (siehe Steppenvegetation unter A2.8).

Wölbung

Auf kuppigen Standorten, die aufgrund ihrer Wind-Exponiertheit im Winter oft schneefrei sind, finden sich Pflanzen, die mit bis zu –35°C bis –60°C extrem kälteresistent sind, z.B. *Loiseleuria procumbens* oder *Elyna myosuroides* (vgl. BRAUN-BLANQUET 1964, S. 241, REISIGL und KELLER 1994, S. 44, SCHMIDT 1969, S. 29), THORN 1978, S. 420). Dagegen siedeln in geschützten Mulden diejenigen Pflanzen, die einerseits wegen geringer Frostresistenz eine isolierende Schneeauflage während des Winters brauchen (z.B. *Rhododendron ferrugineum*) und andererseits mit einer geringen Aper- und damit kurzen Vegetationszeit auskommen (z.B. kommt *Salix herbacea* mit 8 Wochen Aperzeit aus (WALTER u. BRECKLE 1991, S. 110)). Aufgrund dieser Tatsache ergibt sich häufig ein kleinräumig differenziertes Vegetationsmosaik (ELLENBERG 1996, S. 573), vor allem oberhalb der Waldgrenze in der alpinen und subnivalen Höhenstufe (WALTER u. BRECKLE 1991, S. 94, PFADENHAUER 1993, S. 40), die durch kleinere Senken und Kuppen charakterisiert ist.

Die oben beschriebenen „Basis-Reliefparameter“ Höhe, Hangneigung, Exposition und Wölbung sind in diesem Kapitel vereinfacht dargestellt. Diese Form der Darstellung wurde bewußt ohne tiefergehende geomorphometrische Hintergrundinformation gewählt, um dem Schwerpunkt der rein ökologischen Zusammenhänge gerecht zu werden. Definitionen, mathematisch-geomorphometrische Hintergründe sowie die Ableitung weiterer Reliefparameter aus den Basisparametern, die für die vorliegende Untersuchung genutzt wurden, werden im Rahmen der Datenbearbeitung und GIS-Integration in Kapitel C3 erläutert.

B3.2 Das Relief und die biotischen Faktoren

Nach der Betrachtung der Wirkung des Reliefs auf die abiotischen Standortfaktoren soll nun auch sein Einfluß auf anthropozoogene Standortfaktoren der Vegetation betrachtet werden.

In ihrem letzten Punkt machen SWANSON et al. (1988) (siehe oben) deutlich, daß auch der Mensch in seiner Handlungsweise im Hochgebirge vom Relief beeinflußt wird und damit zumindest partiell und vor allem im Hinblick auf historische Handlungsweisen als geodeterminiert bezeichnet werden kann. In diesem Zusammenhang belegt BÖHM (1966) schon 1966 die Bedeutung der Exposition für die Wahl von Siedlungsstandorten und landwirtschaftlichen Flächen in der alpinen Kulturlandschaft und auch PAN et al. (2001, S. 107) stellen im Rahmen ihrer Untersuchung der Zusammenhänge zwischen Waldverteilung, Relief und Landnutzung fest, daß der Mensch zwar die Vegetation in bestimmtem Maße verändert, diese Einflußnahme jedoch indirekt durch das Relief gesteuert wird. Diese Aussage unterstützt HOLTMEIER (1985, S. 211), indem er betont, daß „insbesondere das

Relief die anthropogenen Eingriffe „gesteuert“ [hat]. Ganz allgemein ist schon allein die höhenmäßige Begrenzung von Anbaupaletten, wie sie exemplarisch von LEIBUNDGUT (1938, S. 49/50) für das Lötschental beschrieben wird, die Wahl von strahlungsklimatisch günstigen Siedlungs-, Rodungs- und Almflächen sowie andererseits die Wüstung ungünstiger Lagen (siehe Kapitel E3.4.3 und BELLWALD et al. 1998) sowie die Wahl von geschützten Flächen für den Bau von Wirtschaftsgebäuden Ausdruck dafür, daß sich der Mensch zwar den Hochgebirgsraum zunutze (ge)macht (hat), allerdings immer unter den reliefbedingten Grenzen und unter Ausnutzung der reliefbedingten Gunstflächen. Vessereau (in BÖHM 1966, S. 82) stellte z.B. bei einer Untersuchung von 32 Alpentälern fest, daß 85% der Bevölkerung auf dem Sonnhang leben (vgl. auch HUTTENLOCHER 1923).
LESER (1981, S. 17) und WINIGER (1992) fordern die Integration des sozio-ökonomischen Aspektes in die Betrachtung der Hochgebirgssysteme, jedoch nicht ohne festzustellen, daß die Natur im Hochgebirge dem menschlichen Handeln „mit ihren Gesetzen Randbedingungen setzt, die nicht ohne weiteres ignoriert werden können“. Ähnliche ökologisch-sozioökonomische Ansätze diskutiert MESSERLI (1986) und bezeichnet die Landnutzung als „Scharnierstelle“ zwischen gesellschaftlichen und natürlichen Prozessen, sie ist „Optimierungsgröße“ zwischen den Ansprüchen der Gesellschaft und den Reaktionsmustern der Natur. LEIBUNDGUT (1938, S. 27) stellt fest, daß ebene, allenfalls hügelige Moränengebiete mit land- und alpwirtschaftlich genutztem Areal zusammenfallen, wogegen steile, flachgründige Hänge mit anstehendem Grundgestein dem Wald überlassen werden.
LENZIN (1995, S. 6) diskutiert die Vegetationsveränderungen und ästhetischen Konsequenzen der Nutzungsaufgabe; dabei sind es vor allem die abgelegenen, weniger ertragreichen Wiesen, die nicht mehr gemäht werden, während die talnahen, ertragreicheren Flächen weitergenutzt werden. Auch hier ist ein reliefgebundenes Phänomen die Ursache menschlicher Handlungsweise. Ähnlich verhält es sich mit der Erhaltung oder der Neuanlage von Bannwäldern. Hier gehorcht der Mensch zu seinem eigenen Schutz vor Lawinen und anderen Naturkatastrophen den Erfordernissen, die sich durch die hohe Reliefenergie ergeben (WERNER 1994, S. 149). Obwohl die Liste von Beispielen geodeterminierten menschlichen Handelns im Hochgebirge beliebig fortgesetzt werden könnte, sei an dieser Stelle auf das Kapitel E3.4.3 verwiesen, wo in Fallstudien dem komplexen Zusammenhang zwischen Relief, Mensch und Vegetation im Untersuchungsgebiet nachgegangen wird.
Neben dem Einfluß des Hochgebirgsreliefs auf den Menschen verläuft die Beeinflussung z.T. jedoch auch umgekehrt. Allerdings sind die anthropogen veränderten Flächenanteile prozentual sehr gering. Einen Überblick über menschliche Gestaltung der Landschaftsform im Sinne von Verbauungen, Siedlungsanlagen oder ähnlichem geben STAHR u. HARTMANN (1999).

Abschließend zum Kapitel B3 läßt sich aus den oben genannten und den bereits in der Einführung angeführten Sachverhalten nach der Erläuterung (der Datenlage im Untersuchungsgebiet und) der ökologischen Grundlagen Folgendes zusammenfassen (vgl. auch SWANSON et al. 1988, FISCHER 1990, BROWN 1994a, WALSH et al. 1994, DESCHWANDEN-STEINER 1995, BRAUN 1996, BARRIO et al. 1997, IVERSON et al. 1997, PINDER et al. 1997, BOLSTAD et al. 1998, FRANKLIN 1998, GOTTFRIED et al. 1998):

1. generell ist die räumliche **Datenlage** der klimatischen, geomorphologischen, hydrologischen und anthropogenen Verhältnisse, die für genaue Vegetationsstudien benötigt würden, sehr **lückig**
2. die Zuverlässigkeit der **Interpolation** von wenigen punktuellen Messungen ist für kleinräumige Ansätze eher **fragwürdig**
3. **Informationen zum Relief** liegen in Form Digitaler Höhenmodelle für weite Teile der Erde (in verschiedenen Auflösungen) und für das Untersuchungsgebiet **flächendeckend** vor
4. Das Reliefs könnte daher als Indikator für Standortfaktoren, zu denen es keine räumlichen Informationen gibt, in **ökologischen Standortanalysen** und deren Umsetzung in der **Vegetationsmodellierung** eingesetzt werden.

Speziell diesen letzten Punkt gilt es in der vorliegenden Arbeit näher zu untersuchen.

B4 Vegetations-Höhenstufen und das Problem der Waldgrenze

B4.1 Höhenstufen alpiner Vegetation

Während die pflanzengeographischen Zonen/Zonobiome der Erde im allgemeinen in Anlehnung an die geographische Breite verlaufen und bei einer horizontalen Erstreckung von mehreren hundert Kilometern meist fließend ineinander übergehen, ergibt sich im Gebirge als Orobiom eine vielgliedrige Zonierung der Vegetation in der Vertikalen mit wenigen 100er Metern Höhendistanz zwischen den einzelnen Zonen, bedingt durch starke Temperatur- (und Feuchte)gradienten (SCHROEDER 1998, S. 116). Ein Großteil der Vegetation ordnet sich nach diesen klimatischen Höhenzonen, sie wird als zonale Vegetation bezeichnet. Die Grenzen der einzelnen Gürtel sind nicht scharf zu ziehen, sondern je nach Exposition und Lage sehr verschieden (vgl. SCHMIDT 1969, S. 297) und oft als breite Übergangszonen ausgeprägt (vgl. ELLENBERG 1996, S. 561 und B4.2).

SCHROEDER 1998) und WALTER u. BRECKLE (1991, S. 94) definieren zusätzlich zu den zonalen Vegetationstypen “extrazonale“ und “azonale“ Typen. Extrazonal sind diejenigen, die aufgrund lokaler Kleinklimaunterschiede in ihnen fremden Zonen auftauchen können (z.B. alpine Rasengesellschaften in Lawinengassen). Typen, die z.B. nur auf bestimmten Böden vorkommen, d. h. die gar kein zonales Verbreitungsgebiet besitzen, heißen azonal. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit finden sich alle drei Typen.

Die Höhenstufen-Nomenklatur wurde ursprünglich für das zuerst untersuchte Alpengebiet entwickelt (WALTER und BRECKLE 1991, S. 94). Die Bezeichnung der 5 Hauptstufen kollin, montan, subalpin, alpin und nival wird in der Literatur einheitlich verwendet, allerdings variieren Angaben zu den Höhengrenzen und zu weiteren Aufgliederungen der Hauptstufen. Je nach Ansatz werden die Grenzen in Anlehnung an klimatische und/oder Vegetationsmerkmale gezogen.

Während ELLENBERG (1996), SCHROEDER (1998) und BRAUN-BLANQUET (1964) zwar die Begriffe verwenden, sie aber nicht mit Höhenangaben belegen, was einer rein ökologischen Gliederung entspricht, sind 2 Beispiele vegetationsgestützter Abgrenzungen sowie eine höhenmäßige Festlegung ohne weitere Erläuterung in Abb. 11 dargestellt. Die Höhenstufen werden bei LANDOLT (1992) und SCHMIDT (1969) synonym mit den für sie typischen Vegetationstypen verwendet, wobei das Auftreten oder Verschwinden einer Vegetationseinheit die Grenzen der Stufe festlegt, wie z.B. die Arve für die suprasubalpine Stufe (bei LANDOLT 1992). Es fällt auf, daß vor allem in den Begriffen subalpin und montan keine Einheitlichkeit besteht. Allerdings weisen die Autoren auch darauf hin, daß es sich bei den Angaben um Richtwerte handelt, von denen die Realität z.T. stark abweicht (siehe SCHMIDT 1969, S. 297).

Diese vegetationskundliche Gliederungsweise ist vor allem im globalen Vergleich problematisch, da es Gebirge gibt, die völlig waldfrei sind und ein gänzlich anderes Erscheinungsbild haben (WALTER u. BRECKLE 1991, S. 94). Zusätzlich führt der Massenerhebungs- oder Kontinentalitätseffekt in den Zentralalpen zu der bereits in anderem Zusammenhang erwähnten Anhebung von Vegetationsgrenzen. Es kommt dadurch außerdem „unter Umständen zur Ausbildung zusätzlicher Pflanzengemeinschaften mit kontinentalen Vertretern, wie z.B. die Arve als Prototyp für den Kontinentalitätseffekt in den Zentralalpen“ (RICHTER 1999). Neben den Lärchen-Arvenwäldern zählen auch die

Flaumeichenbestände des Wallis zu diesen zusätzlichen Vegetationstypen, die in der Abb. 11 blau dargestellt sind.

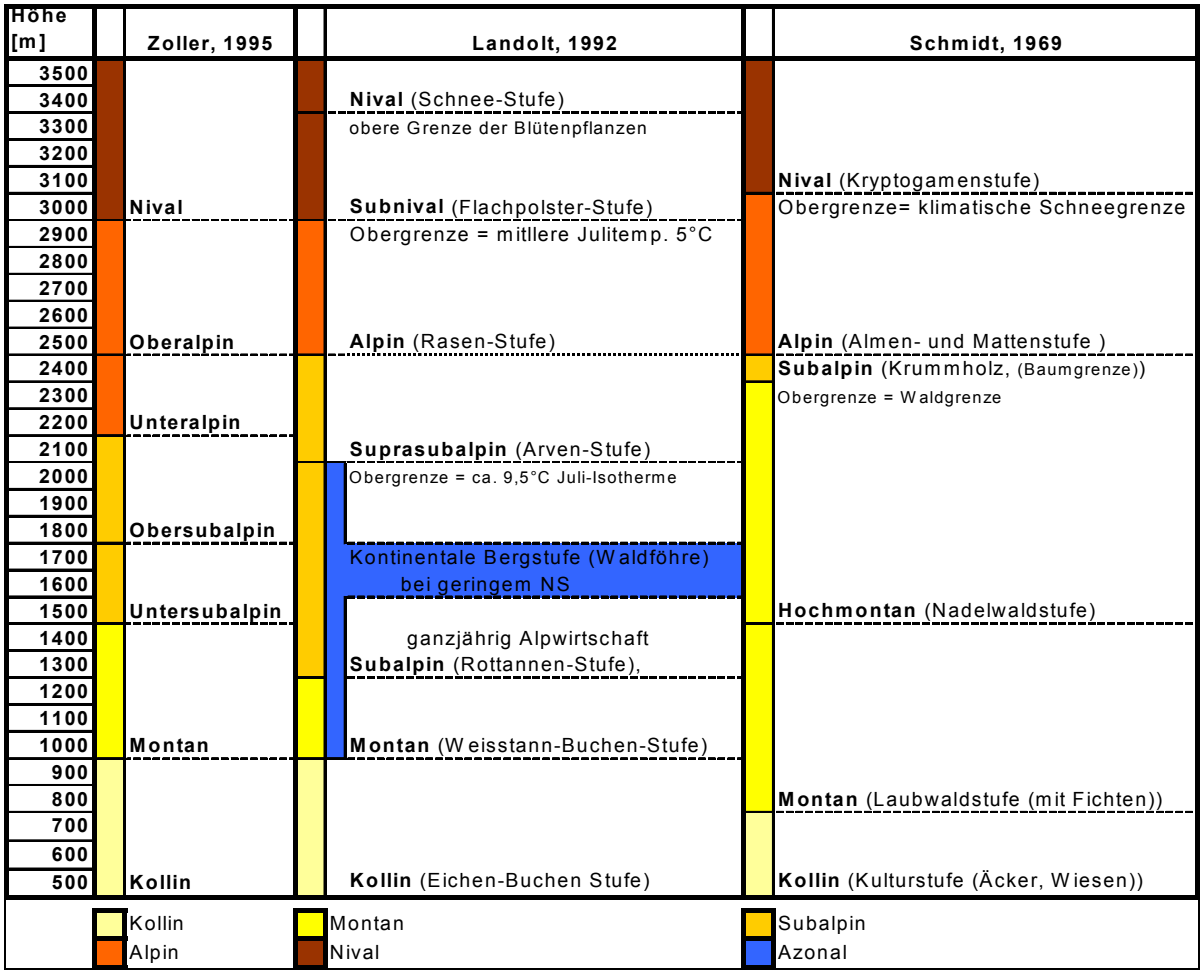


Abb. 11: Vergleich der Gebirgs-Höhenstufen von SCHMIDT 1969, LANDOLT 1992, ZOLLER 1995 (Quelle: eigene Erstellung).

Daraus folgt, daß die Verwendung der rein ökologischen Höhenstufung, bei der es um klimatische Charakteristika ohne Angabe von typischer Vegetation oder Höhe geht, wie bei ZOLLER (1995), für eine allgemeine Diskussion und für großräumige Ansätze unkritischer ist (vgl. SCHROEDER 1998, S. 116). ELLENBERG et al. (1992, S. 14 Tab.1) gibt z.B. in Bezug auf die Zeigerwerte mitteleuropäischer Pflanzen Höhenstufen und Mitteltemperaturbereiche der T-Zahlen an.

Für kleinräumige Ansätze können und werden oft die ökologisch-klimatischen Merkmale mit Vegetationstypen und Höhenangaben parallelisiert. Die Vorgehensweise basiert z.T. auf der Konvergenz der Lebensformen (d.h. daß Pflanzen unabhängig von einer Artverwandtschaft unter gleichen Umweltbedingungen auch gleiche äußere Charakteristika ausbilden) und wurde auch in der vorliegenden Arbeit angewandt (siehe C3.1.1).

Typische mittlere vertikale Vegetationsabfolgen für die montane bis zur nivalen Höhenstufe sind in ELLENBERG (1996, S. 562) oder SCHROEDER (1998, S. 322) schematisch dargestellt. Für die Verhältnisse im Mittelwallis gibt WERNER (1994, S. 27, Abb. 12) einen Querschnitt durch das Rhônetal.

Im Zusammenhang mit Vegetations-Höhenstufen und deren Grenzen steht auch der Themenkomplex der Wald- bzw. Baumgrenze. Sie soll im folgenden Kapitel gesondert behandelt werden.

B4.2 Das Problem der Waldgrenze

Die Waldgrenze ist eine der auffälligsten Höhengrenzen der Vegetation im Hochgebirge. Ihre Erforschung und die ihrer möglichen Ursachen beschäftigt die Wissenschaft seit rund 150 Jahren (vgl. ELLENBERG 1996, S. 565). Auch in der vorliegenden Arbeit wird die Waldgrenzlage im Zusammenhang mit der Höhenabhängigkeit von Vegetation untersucht (siehe E1.2.1), weshalb eine Einführung in die Problematik sinnvoll erscheint.

Neben der reinen Beobachtung und Dokumentation des Waldgrenz-Verlaufs, die zwar sehr genau waren, z.B. für die Schweiz durch IMHOF (1900) oder für das Wallis und die Glocknergruppe durch HESS (1942) bzw. BÖHM (1969) (siehe auch HOLTMEIER 2000, S. 4 ff.), wurde bis in die 1930er Jahre bis auf wenige Ausnahmen keine Ursachenforschung betrieben und erst nach den Lawinenkatastropehn von 1951/52 in den Alpen wurde in groß angelegten Programmen nach Ursachen und Zusammenhängen der Waldgrenzlage gesucht. Der Schweizer Schwerpunkt lag dabei in Davos, dem späteren MAB-Untersuchungsraum (vgl. MESSERLI 1986). Allgemein wurden die meisten Erkenntnisse über die Waldgrenze in den Alpen gewonnen. In den frühen Ansätzen des nun vorletzten Jahrhunderts wurden zunächst Zusammenhänge mit klimatischen Parametern untersucht und festgestellt, daß es zwar regionale Zusammenhänge gab (beispielsweise den fast parallelen Verlauf der polaren Waldgrenze und der 10°C-Juli-Isotherme durch KÖPPEN in HOLTMEIER (2000, S. 4), diese jedoch großräumig stark variierten. Damit wurde zunehmend klar, daß nicht ein einzelner Parameter für die Lage der Waldgrenze verantwortlich ist, sondern nach BROCKMANN-JEROSCH in ELLENBERG (1996, S. 567) der „gesamte Klimacharakter“.

Um die Frage der Waldgrenze anzugehen, muß man zunächst das Untersuchungsobjekt genau definieren, womit man sich schon mitten im Problemkreis befindet. Denn eine Definition der Waldgrenze wiederum wirft die Frage nach der Definition des Waldes auf. Als Kriterien werden allgemein Mindesthöhen und/oder Mindestbestockungsdichten angesetzt. Neben der Mindesthöhen-Diskussion, die über die Zeit eine sehr breite Streuung zwischen 2m und 8m aufgebracht hat und erst in den letzten Jahren in den Mittelbreiten zu einem Wert um 3m gelangt ist, weichen auch Mindestbestockungsdichten sehr weit voneinander ab (vgl. HOLTMEIER (2000, S. 9)). Während diese Kriterien globalen Vergleichen nicht standhalten können, sind sie im regionalen Vergleich geeigneter. Auch eine Definition des Waldes nach seinen Funktionen ist schwierig, denn je nach zeitlicher Skala und sozio-kulturellem, ökologischem und ökonomischem Hintergrund sind diese sehr wandelbar zwischen forstwirtschaftlichen, ökologischen, landwirtschaftlichen, touristischen oder Lebensraum- und Schutz-Funktionen. Bei der Vielzahl möglicher Definitionen verwundert es nicht, wenn Waldflächenstatistiken gleicher (unzugänglicher) Gebiete (beispielsweise im Amazonasgebiet) bei verschiedenen Erhebungen um den Faktor 10 voneinander abweichen. Um so mehr sind wissenschaftliche Bemühungen zur Klärung in diesem Belang gefordert.

Da es nicht Zweck der vorliegenden Arbeit sein kann, allzu tief in die Diskussion um geeignete globale Wald-Definitionen einzusteigen, soll es für den vorliegenden Ansatz daher genügen, den landesüblichen Definitionen zu folgen. Für die Schweiz wird ein Baum üblicherweise mit mehr als 3

Metern Höhe angesetzt (KÖRNER 1998, S. 445), das Bundesamt für Landestopographie definiert eine Mindestbestockungsdichte für geschlossenen Wald von 60%, bei Dichten unter 60% Kronenschluß spricht man vom offenen Wald (BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE 2001).

Zum Problem der Grenze des Waldes zurückkehrend muß die immer wiederkehrende Frage nach ihrer Beschaffenheit gestellt werden. Dabei sind die beiden kontroversen Meinungen über eine natürliche, klimatisch verursachte Grenze die einer abrupten "Grenz-Linie" gegenüber einem "Grenz-Ökoton". Zahlreiche Veröffentlichungen beschäftigen sich mit dem Thema Waldgrenze und ihren Ursachen, unter anderem TROLL (1973), HOLTMEIER (1985), BROWN (1994b), BUTLER u. WALSH (1994), WALSH et al. (1994), EGGENBERG (1995), HOFGAARD (1997), WICK u. TINNER (1997), KÖRNER (1998), HOLTMEIER (2000), MIEHE u. MIEHE (2000), PAULSEN et al. (2000), BRAUN et al. (im Druck). Das heutige Bild der Alpen gibt der letzteren Vorstellung vom Grenzökoton Recht (vgl. ELLENBERG 1996, S. 566), auch im Untersuchungsgebiet gibt es eine ca. 100-150m breite Zone, in der der geschlossene Wald sich in Einzelbäume oder Gruppen auflöst. In diesem Fall ist die "Waldgrenze" von einer "Baumgrenze" zu unterscheiden. Man spricht von einer Waldgrenze, wenn an einer „geschlossenen Grenze zahlreiche Baumindividuen haltmachen", eine Baumgrenze dagegen liegt dort, bis wohin Einzelbäume emporsteigen können. Die "Ökoton-Vorstellung" vertritt neben zahlreichen anderen Autoren (SCHMIDT 1969, DALY 1984, AUSTIN 1985;,MOORE et al. 1991a, WALTER u. BRECKLE 1991, BRZEZIECKI et al. 1993, PFADENHAUER 1993, SCHROEDER 1998) auch ARMAND in KÖRNER (1998). KÖRNER selbst sieht die allmähliche Auflösung in Einzelbäume nach oben hin als mögliche Folge der Wuchsform der Bäume, die ihre eigene Wurzelraumtemperatur auf einen kritischen Wert herabsetzen: während der geschlossene Wald seine eigene Strahlungsbilanz ab einer gewissen Höhe so negativ gestaltet, daß er keine Überlebenschance mehr hat, können freistehende Bäume demnach diese Grenze noch um einige 10er Meter überschreiten. KÖRNER (1998, S. 454) sieht dies als wahrscheinlichste Ursache von Wald- und Baumgrenze.
Die gegenläufige Meinung, daß dort, wo ein Baum ist, auch mehrere wachsen können, wird aus Gebieten belegt, die wenig vom Mensch beeinflußt wurden (vgl. ELLENBERG 1996, S. 566)). Dort geht der Hochwald in niedrigen, jedoch dichten Wald über, der als geschlossene Linie z.B. gegen Rasenflächen endet. Bei dieser Sichtweise wird eine breitere Übergangszone mit einer Wald- und einer Baumgrenze nach ELLENBERG (1996, S. 566) eindeutig anthropogener Einflußnahme zugeschrieben, „weil sich hier Axt, Vieh und Feuer...in den Wald hineingefressen haben". Bei natürlichen Standorten würden demnach Waldgrenze und Baumgrenze zusammenfallen.

Eine weniger polarisierte Sichtweise nimmt HOLTMEIER (2000, S. 14) an. Während mitunter aufgrund bestimmter Reliefeigenschaften neben Ökotonen natürlicherweise auch scharfe Grenzlinien vorkommen können (er belegt dies anhand von Geländebefunden), vertritt er in seinen weiteren Ausführungen aus ökologischen und strukturellen Überlegungen jedoch die Ansicht eines Waldgrenzökotons, das dynamisch flexibel auf unterschiedliche Umwelteinflüsse reagiert und dessen Physiognomie nie statisch ist.
Neben der Frage nach der Natürlichkeit der zu analysierenden Waldgrenze muß man außerdem berücksichtigen, daß selbst bei natürlichen Gegebenheiten orographische Einflüsse (Schutthalden etc.)

und geomorphologische Prozesse das Vordringen des Waldes bis zu seiner klimatischen Obergrenze verhindern können. Zu der massenerhebungsbedingten Anhebung der Waldgrenze kommt, daß je nach Baumart unterschiedliche Höhengrenzen zu verzeichnen sind, einige Beispiele gibt TIVY (1993, S. 267 Tab. 14.4). Die Höhenlage der Waldgrenze und einzelner Baumarten im Untersuchungsgebiet wird im Kapitel E1.2.1 und Abb. 34/ Abb. 35 diskutiert.

Die Vielzahl der möglichen Einflußfaktoren macht deutlich, daß es sehr schwer sein wird, eine überregional gültige Definition und Ursache der Waldgrenze zu finden, während Definitionen und Aussagen über Ursachen für regionale Untersuchungen mit größerer Zuverlässigkeit möglich sind.

Um sich auch im Fall der Waldgrenze ähnlich wie bei der Definition des Waldes auf die behördlich festgelegten Kriterien für das Untersuchungsgebiet zu stützen, wird die Waldgrenzlage auf der TK25 herangezogen. Allerdings ist das Problem der Waldgrenze kartographisch in der TK25 sehr neutral gelöst, indem zwar die Grenze des geschlossenen Waldes nach den o.g. Kriterien (60% Deckung) abgegrenzt ist, der offene Wald und seine Ausbreitung jedoch mit Punktsignaturen dargestellt ist, die es dem Betrachter überlassen, vor seinem geistigen Auge eine eigene Grenzlinie zu ziehen! Für die Handhabung dieser Problematik in der vorliegenden Arbeit siehe Kapitel D1.2 und D2.2.

C Datenbasis, Verarbeitungsmethoden und GIS-Integration

Im folgenden Kapitel werden die Datengrundlagen der vorliegenden Arbeit mit den drei Schwerpunkten Thematische Karten, Vegetation und Relief erläutert. Da die digitalen thematischen Karten z.T. als Referenz in den folgenden Kapiteln angeführt werden, sollen sie zuerst erläutert werden.

Nach einem allgemeinen Überblick über bestehende Klassifikationen und Kartenwerke im Zusammenhang mit der vorliegenden Studie wird im Bereich Vegetation zunächst der verwendete Klassifikationsschlüssel vorgestellt. Fernerkundungsdaten als Hilfsmittel der Vegetationskartierung und ihre Vorverarbeitung werden vor der eigentlichen Datenerhebung im Gelände erläutert. Anschließend werden Klassifikations-, Interpretations- und Integrationsmethoden für die GIS-gestützte Datenauswertung beschrieben.

Im Bereich des Reliefs werden neben pixelbasierten Verfahren der Reliefparameterableitung die verwendeten objektbasierten Ansätze vorgestellt.

Um eine optimale Datenbearbeitung zu gewährleisten, wurden alle Daten (thematische Karten, Satellitendaten, Luftbilder, Digitales Höhenmodell) in ein Geographisches Informationssystem integriert. Für die Datenintegration in der vorliegenden Arbeit war zunächst die Auswahl eines entsprechenden geometrischen Bezugssystems notwendig sowie die Rektifizierung aller Daten auf dieses System. Als Basis-Referenzsystem wurde das System der Schweizer Landesvermessung ausgewählt, weil die thematischen Karten bereits in diesem System vorlagen. Die Projektion ist eine Oblique Mercator-Projektion (Hotine) nach Rosenmund (1903) mit dem Bessel-Ellipsoid (vgl. BOLLIGER 1967, BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE 1999). Dieses metrische System hat mit seinem Ursprung (0/0) in Bordeaux den Vorteil, daß innerhalb der Schweiz keine negativen Koordinaten auftreten. Hoch- und Rechtswert geben den Abstand von diesem Ursprung in Metern an, so daß sich 6-stellige Koordinaten für das Untersuchungsgebiet ergeben.

C1 Thematische Karten

Für die vorliegende Arbeit wurden 3 thematische Karten verwendet, die in digitaler Form in das GIS integriert und zum Teil für die Verarbeitung der Fernerkundungsdaten sowie für die Geländeerhebung genutzt wurden.

C1.1 Pixelkarte[1]

Die Pixelkarte PK25 ist eine gescannte topographische Karte im Maßstab 1:25.000. Pixelkarten sind reine digitale Umsetzungen der analogen Druckvorlagen und basieren auf einer Rasterstruktur, sie haben keinerlei Objektbezug. Sie wurde vom Bundesamt für Landestopographie der Schweiz bezogen. Die Karteninformation ist farblich und thematisch in gleicher Weise wie eine analoge Karte in verschiedene Ebenen gegliedert: schwarz=Situation, hellgrün=Waldton, grün=Waldkonturen, hellblau=Seeton, blau=Gewässer und braun=Höhenlinien. Die Karte wurde mit einer Auflösung von 1,25m in das GIS integriert.

[1] Kartendaten: PK25 © 1999 Bundesamt für Landestopograpie

C1.2 Vereinfachte Geotektonische Karte der Schweiz, BFS GEOSTAT[2]

In der Geotektonischen Karte der Schweiz 1:200.000 werden 30 verschiedene Gesteinstypen aufgrund von Kriterien differenziert, die in den „Erläuterungen zur Geotechnischen Karte der Schweiz, Blatt 1-4“ der Schweizerischen Geotechnischen Kommission aus den Jahren 1963-1967 zusammengestellt sind. Für eine Charakterisierung sei auf die entsprechenden Erläuterungen verwiesen. Die Karte liegt in digitaler Form mit einer Rastergröße von 25 m vor, jedoch beruht ihre Genauigkeit auf dem gröberen Maßstab der analogen Karte.

C1.3 Digitale Bodeneignungskarte der Schweiz, BFS GEOSTAT[3]

Die digitale Bodeneignungskarte besteht aus 144 verschiedenen Eignungseinheiten, die sich auf ca. 11'000 Polygone verteilen. Die Karte liegt ursprünglich (1980) im Maßstab 1: 200'000 vor, sie wurde seitdem nicht fortgeführt. Sie gibt Auskunft über die Eignung geomorphologisch und bodenkundlich ausgeschiedener Einheiten für land- und forstwirtschaftliche Nutzungen. Dabei lehnen sich die Bodeneinheiten in erster Linie an physiogeographische Großeinheiten des Landes (siehe C2.1) an. Der Maßstab 1: 200’000 ist zu klein, um sämtliche vorkommenden Bodenunterschiede darstellen zu können; zu diesem Zweck müßte ein Maßstab der Größenordnung 1: 5’000 bis 1: 25’000 gewählt werden. Der Datenkatalog der Bodeneignungen enthält deshalb größere Einheiten mit einem komplexen pedologischen und topographischen Inhalt. Die Karte vermittelt vor allem einen Überblick über die bodenkundlichen Verhältnisse aus großräumiger Sicht. Die Eignungsangaben sind deshalb nur als generell zutreffende Angaben zu verstehen. Für der Einzelfall müssen diese Angaben durch detaillierte Bodenuntersuchungen ergänzt werden. Eine ausführliche Beschreibung ist in EJPD - BUNDESAMT FÜR RAUMPLANUNG et al. (1980) gegeben.

Ihr Nutzen für Bodeninformationen im Rahmen der vorliegenden Arbeit ist aufgrund der groben Auflösung als gering einzuschätzen, trotzdem wurde sie auf ihren möglichen Zusammenhang mit der Vegetation hin untersucht (siehe E1.2.8).

[2] Die Karte wurde freundlicherweise von der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) und vom Schweizer Bundesamt für Statistik für die vorliegende Dissertation zur Verfügung gestellt.

[3] Die Karte wurde freundlicherweise von der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) und vom Schweizer Bundesamt für Statistik für die vorliegende Dissertation zur Verfügung gestellt.

C2 Die Vegetation

Um die komplexe aktuelle Vegetation eines Gebietes umfassend beschreiben zu können, muß man die vorher festgelegten abstrakten Vegetationseinheiten „nach definierten Kriterien beschreiben und voneinander abgrenzen“ (POTT 1995, S. 32). Dabei führen noch immer diverse fachliche Hintergründe zusammen mit zahlreichen Fragestellungen zu einer Vielfalt von Methoden, „classification of both natural and human-modified vegetation has challenged scientific efforts at abstraction throughout the history of botany“ (KALLIOLA u. SYRJÄNEN 1991, S. 52). Die Vielzahl der Ordnungs- und Klassifikationsschemata wurde schon 1971 von SHIMWELL (1971, S. 42) als „chaotisch“ bezeichnet. Generell geht es jedoch immer um eine Grenzlegung, d.h. die Einteilung der Vegetation in bestimmte Zielklassen oder Strukturen. Der Nutzen eines Klassifikationsschemas äußert sich nach BRAUN-BLANQUET (1964) meist erst in den erzielten Resultaten.
In der Botanik oder der Pflanzengeographie wird gemeinhin eine Gruppe von Organismen als Lebensgemeinschaft im Gelände floristisch-syntaxonomisch bzw. pflanzensoziologisch definiert. Die pflanzensoziologische Hierarchie gründet sich auf der Braun-Blanquet-Methode, die in Mitteleuropa maßgeblich von BRAUN-BLANQUET und TÜXEN entwickelt wurde. Das Ziel der Methode ist die „übersichtliche Ordnung der natürlichen Vielfalt an Vegetationstypen in einem hierarchisch aufgebauten Klassifizierungssystem“ (NÜSSER u. SCHICKHOFF 1996). Der Grundbaustein dieses Systems ist die Assoziation, die anhand bestimmter Charakter- (=Kennarten) und Differential- (= Trennarten) definiert ist (vgl. POTT 1995, S. 33). Das die Assoziationsunterscheidung beherrschende Prinzip der Gesellschaftstreue ist in gleicher Weise auf übergeordnete Einheiten anzuwenden. Der **Verband** als die der Assoziation übergeordnete Einheit faßt die floristisch ähnlichen, durch Verbandskennarten charakterisierten Assoziationen zusammen. Es hat sich herausgestellt, daß die zum Verband zusammengefaßten Assoziationen „auch eine in großen Zügen ähnliche Ökologie besitzen“ (BRAUN-BLANQUET 1964, S. 128), während sie rein physiognomisch völlig unterschiedlich sein können (vgl. auch WALTER 1968, SCHMIDT 1969, POTT 1995, ELLENBERG 1996).
Im Gegensatz zu den floristisch definierten Vegetationstypen bezeichnet man mit Formation einen physiognomisch (d.h. nach der Lebensform) definierten Vegetationstyp. Dabei ist naturgemäß die physiognomische Klassifizierung sehr viel gröber als die floristische (SCHROEDER 1998, S. 56).

Die Liste weiterer Beschreibungs- und Abgrenzungsmethoden nach qualitativen oder quantitativen Merkmalen könnte beliebig verlängert werden. Allen Ansätzen gemeinsam ist jedoch das Ziel der Diskretisierung der Vegetation. Die Frage, ob die Vegetation natürlicherweise als Kontinuum auftritt oder in sich gegliedert ist und markante innere Abgrenzungen aufweist, wird in der wissenschaftlichen Diskussion kontrovers behandelt (vgl. WHITTAKER 1973). Das zugrundeliegende Problem ist auch hier die grundlegende Frage der Vegetationsökologie nach „Ökoton oder Grenzlinie“, wie sie schon im Zusammenhang mit der Waldgrenzfrage auftrat. BRAUN-BLANQUET (1964, S. 102) vertritt die Ansicht von abgrenzbaren Einheiten. Er führt an, daß in ökologisch abwechslungsreichen Gebieten „äußerst scharfe Vegetationsgrenzen nicht selten sind, wobei der Fall auftreten kann, daß zwei sich berührende Einzelbestände keine einzige Art gemeinsam haben“ und daß nach den Erfahrungen „die

gesamte Pflanzendecke der Erde einer Aufteilung in pflanzensoziologische Einheiten...zugänglich ist“, was sie nach der Kontinuum-Theorie nicht wäre (BRAUN-BLANQUET 1964, S. 103).

MOORE et al. (1991a, S. 67) und LEES u. RITMAN (1991, S. 830) nehmen eine vermittelnde Position ein. Sie weisen darauf hin, daß in dynamischen oder stark reliefierten Gebieten die Übergänge z.T. als schärfere Grenzen ausgebildet sind, daß jedoch die Vegetation im Allgemeinen in Form von Übergangszonen ausgeprägt ist und daher nur schwer diskretisiert werden kann. GREEN u. HARTLEY (2000, S. 105) argumentieren ähnlich, indem sie anmerken, daß es beide Arten von Grenzen gibt und daß „by logical extension some boundaries will be ‘softer‘ than others, depending on the classes being divided“.

Demgegenüber vertritt die Mehrheit vor allem jüngerer Studien die Meinung, daß der Großteil der realen, natürlichen Vegetationsgrenzen als Übergangszone ausgeprägt ist und damit Ökotone darstellt. Der Terminus der „Fuzzy Boundaries“ dient nicht nur im ökologischen Sinn, sondern auch und vor allem im Zusammenhang mit wahrscheinlichkeitsbasierten Fernerkundungsansätzen zur Charakterisierung dieses Phänomens (siehe zu Fuzzy- und Ökoton-Ansätzen ANDREFOUET u. ROUX 1998, BROWN 1998, MANNAN et al. 1998, ZHANG u. FOODY 1998, DALE 1999, FOODY 2000, THEURILLAT u. SCHLÜSSEL 2000, TOWNSEND 2000). MILLINGTON u. ALEXANDER (2000, S. 328) betonen, daß es in der Vegetationsökologie allgemein anerkannt ist, daß die Vegetation Zonen gradueller Übergänge aufweist, daß jedoch harte Grenzen, wenn sie denn auftreten, vor allem menschlicher Einflußnahme zuzuschreiben sind. Als Argument führt er an, daß sich die Vegetation in Abhängigkeit von Umweltprozessen und –attributen ändert: da diese als kontinuierliche Variablen ausgebildet sind, muß es die Vegetation zwangsläufig auch sein.

Ungeachtet des Erscheinungsbildes realer Vegetation ist es jedoch bisher unumgänglich, Vegetationskarten und deren digitale Repräsentation in Vektor- und Raster-GIS mit harten Grenzen und eigener Topologie zu versehen und die Vegetation in nominalskalierte Variablen zu überführen, ohne die eine eindeutige und lesbare kartographische Repräsentation nicht möglich ist (vgl. BROWN 1998). In diesem Sinne formuliert GOODCHILD (1994, S. 625): „The representation of the infinite information present in the field in a discrete space of a digital computer is one significant source of error”. Für MOORE et al. (1991a, S. 67) ist die Frage nach der ursprünglichen Erscheinungsform der Vegetation daher rein akademischer Natur. Obwohl die Klärung dieser Frage nicht nur als rein theoretisch abgetan werden darf, da sie grundsätzlich und konzeptionell viele Modelle in der Vegetationsökologie beeinflußt, ist nach GREEN u. HARTLEY (2000, S. 104) sowie DELARZE et al. (1999, S. 10) die kartographische Form der Abstraktion, die für die Praxis notwendig ist, völlig akzeptabel, solange man sich darüber bewußt ist, daß die vorhandenen Grenzlinien nicht notwendigerweise eine scharfe Grenze markieren und, wie es GREEN u. HARTLEY (2000, S. 105) recht pragmatisch ausdrücken „one must simply acknowledge that these only represent the best estimate of location within a zone of uncertainty“. Daraus folgernd fordern sie einheitliche Verfahren zur Erfassung und Darstellung möglicher Fehler, ähnlich wie auch CONGALTON (1988), KALLIOLA u. SYRJÄNEN (1991, S. 55), CRESSIE (1993), GOODCHILD (1994), HORSSEN et al. (1999) sowie GAHEGAN u. EHLERS (2000) eine verstärkte Berücksichtigung und Erwähnung möglicher Fehlerquellen als notwendig ansehen. Die Subjektivität von Kartierungen und Grenzziehungen bemängeln auch BRZEZIECKI et al. (1993, S. 499).

Die in der vorliegenden Arbeit verwendeten Verfahren werden daher möglichst transparent in Bezug auf Genauigkeiten und potentielle Fehlerquellen diskutiert.

C2.1 Bestehende Klassifikationen, Kartenwerke und Statistiken mit Bezug zur vorliegenden Arbeit

Ausgehend von der Einteilung der Erde in Florenreiche und –gebiete sowie dem Florengebiet mitteleuropäischer Gebirge beziehen sich die weitere Ausführungen auf die Schweiz als politische, nicht natürliche Einheit. Zunächst wird ein Überblick über bisherige Ansätze biogeographischer Gliederungen der Schweiz und bestehende Kartenwerke gegeben. Auf einer regionalen bis lokalen Ebene werden dann kleinräumigere Ansätze vorgestellt.

Nach WOHLGEMUTH (1996, S. 227) trägt ein in sich geschlossener Naturraum, der durch ein spezielles Wirkungsgefüge vieler Geofaktoren gekennzeichnet ist, einen Gebietsnamen. Dabei ist es trotz der Tatsache, daß viele Begriffe allgemein anerkannt sind wie z.B. Alpen oft schwierig, diese genau abzugrenzen.

Autoren	Jahr	Bezeichnung	Anzahl Kategorien	Datenquelle oder Faktoren	Maßstab
Christ	1879	Verbreitung einiger Waldbäume	8 Bäume	Verbreitung von Baumarten	1:1'500'000
Brockmann-Jerosch	1927	Vegetations- und Wirtschaftskarte	9 Kategorien (Waldgrenze inbegriffen)	Landwirtschaft und Vegetation	1:200'000
Schmid	1961	Vegetationskarte	11 Vegetationsgürtel	Verbreitung charakteristischer Pflanzenarten und Vegetation	1:200'000
Beaumont	1968	Zoogeographische Gliederung	5 Regionen	Geographie und Pflanzengeographie	1:2'000'000
Kuoch & Amiet	1970	Naturwald- und Klimagebiete	7 Regionen	Verbreitung von Baumarten und Klima	1:3'000'000
Ott	1972	Produktionsregionen	14 Regionen	Forststatistik	1:2'000'000
Gutersohn	1973	Naturräumliche Gliederung	11 Regionen 1. und 2. Ordnung; 22 Regionen 1. bis 3. Ordnung	Geomorphologie, Geologie	1:500'000
Sauter	1968, 1975	Zoogeographische Regionen	15 Regionen	Verbreitung von Schmetterlingen	1:1'500'000
Schreiber et. al.	1977	Wärmegliederung	18 Kategorien (Isolinien)	Phänophasen von über 100 Pflanzenarten	1:200'000
Speich & Brassel	1980	Forstregionen	14 Regionen	Forststatistik	1:500'000
Welten & Sutter	1982	Unterteilung der Kartierflächen	9 Regionen	Topographie, Geologie und Gutersohn (1973)	1:500'000
Dufour	1984	Geographische Gliederung	18 Regionen	Wärmegliederung von Schreiber et al. (1977)	1:2'000'000
Galland et al.	1990	Biogeographische Gliederung	11 Vegetationsgürtel	Verbreitung von Vegetationstypen	1:2'000'000
Landolt	1991	Einteilung in Regionen	10 Regionen	Ökologie, Vegetation und Kantonsgrenzen	1:2'000'000
Hegg et al.	1993	Vegetations-Landschaften	30 Einheiten	Verbreitung von Vegetationstypen nach Luftbildern	1:1'000'000
Sansonnens	1996	Biogeographische Gliederung, Synthese	11 Regionen	Synthese verschiedener Regionalisierungen	1:2'000'000
Lauber & Wagner	1996	Aufteilung in Regionen	12 Regionen	Geologie, Kantonsgrenzen, Flüsse	1:2'000'000
Ott et al.	1997	Standortsregionen (nur Alpen)	7 Regionen	Waldvegetation und -struktur	1:2'500'000
Wohlgemuth	1996	Biogeographische Gliederung	5, 11, 19, 30 Regionen hierarchisch	statistischer Ansatz floristischer Verbreitungsmuster	1:2'000'000

Tab. 9: Biogeographische, klimatische und geomorphologische Gliederungen der Schweiz (Quelle: verändert nach WOHLGEMUTH 1996, S. 228).

Für die Schweiz sind eine Vielzahl solcher Gliederungen in den vergangenen 120 Jahren vorgenommen worden, eine Zusammenschau findet sich in Tab. 9. In den meisten Fällen wurden biogeographische Einteilungen vorgenommen, die auf der Verbreitung bestimmter Pflanzenarten und ihrer Indikator-Funktion für standörtliche Klimaverhältnisse beruhen (vgl. LAUER 1991). Daneben gibt es auch geologisch-geomorphologische Ansätze.

Neben SANSONNENS (1996), der eine neutrale Synthese der früheren Gliederungsweisen versucht, argumentiert WOHLGEMUTH (1996, S. 228), daß alle vorhergehenden Ansätze rein induktiv auf dem Vorkommen spezieller oder besonders auffälliger Arten beruhen. Die subjektive Auswahl dieser Arten führt dazu, daß die Gliederungen teilweise nicht eindeutig nachvollziehbar sind. Demgegenüber beruht sein Ansatz auf der rein statistischen Gliederung bestehender Kartierungsresultate der Schweizer Flora, die im Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz (siehe auch WOHLGEMUTH 1993 und http://wsl.ch/land/products/webflora) dargestellt sind. Mit Hilfe der Minimalvarianzanalyse wurden in einem hierarchischen Ansatz 5, 11, 19 und 30 Regionen der Schweiz ausgewiesen. Im Ansatz der 30 Regionen gehören Turtmann- und Lötschental sowie der Schatthang des Rhônetals zur Einheit „Wallis: obere Täler“ und der Sonnhang des Rhônetals zur Einheit „Wallis: westliches Haupttal). Mit diesem Ansatz liegt zum ersten Mal eine statistisch objektive vegetationskundlich-botanische Gliederung der Schweiz vor.

Somit ist es zwar möglich, aufgrund vorliegender Verbreitungsdaten eine Gliederung vorzunehmen, jedoch ist dieser Ansatz nicht geeignet, eine für die Schweiz einheitliche Aufnahme der Vegetation vorzunehmen. Anders als in Österreich, wo das syntaxonomische System in einem Standardwerk vereinheitlicht dargestellt ist und somit eine Grundlage für die Geländeansprache und -kartierung bildet (MUCINA et al. 1993a, MUCINA et al. 1993b, MUCINA et al. 1993c), liegt ein solches Standardwerk der Synsystematik für die Schweiz bislang nicht vor, während die Flora der Schweiz mit HESS et al. (1967); BINZ u. HEITZ (1990) sowie LAUBER u. WAGNER (1996) hinreichend beschrieben ist. In diesem Zusammenhang ist auch der Gliederungsansatz der Schweizer Wälder von ELLENBERG u. KLÖTZLI (1972) zu nennen. Eine umfassende synsystematische Übersicht der Vegetation in der alpinen Stufe der Schweiz liefert ZIMMERMANN (1996).

Neben den (statistisch)-biogeographischen Ansätzen liegt für die Schweiz eine weitere flächendeckende Erhebung in Form der Arealstatistik vor. Diese kartiert den Zustand der Bodennutzung mit der Methode der „stichprobenweisen Luftbildinterpretation“. Als Datenquelle dienen die Schwarz-Weiß-Luftbilder des Bundesamtes für Landestopographie, denen ein Stichprobennetz mit 100m Maschenweite überlagert wird. Mittels stereoskopischer Luftbildinterpretation wird jedem der ca. 4 Mio. Stichprobenpunkte eine Nutzungskategorie zugeteilt. Dabei wurden in der Erhebung 1979/1985 69, in der Nachführung von 1992-1997 74 Kategorien verwendet. Die Nutzungsveränderung für das Untersuchungsgebiet sind dem Anhang 1 beigefügt. Dieser Ansatz hat, obwohl er im Mittel sicher einen guten Überblick über die Bodennutzung in der Schweiz liefert, Nachteile durch die zwar systematische, jedoch extrem punktuelle Information. Dies führt in sehr kleinparzelliertem Gelände wie in den Alpen zu Über- oder Unterschätzungen bestimmter Bodenbedeckungen.

Um den Überblick über bestehende Kartenwerke und Gliederungsansätze zu vervollständigen, sei hier beispielhaft auf die lokalen Arbeiten von RICHARD et al. (1993a, 1993b) im Val de Réchy-Sasseneire im Wallis, wo in einem hierarchischen Ansatz auf Assoziationsniveau kartiert wurde und auf

SCHWEINGRUBER (1972) verwiesen, der die subalpinen Zwergstrauchgesellschaften im Einzugsgebiet der Aare untersucht hat. Daneben liegt für den Schweizerischen Nationalpark Engadin und seine Umgebung ebenfalls eine z.T. auf Assoziationen basierende Vegetationskarte von ZOLLER (1995) vor. Eine Übersicht über 83 Vegetationskarten, die auf verschiedenen Skalen in der Schweiz erstellt wurden, findet sich auf der Botanik-CD der Schweiz (siehe http://www.unibas.ch/botcd/dframe.html).

Für die fernerkundungsgestützte Vegetationskartierung der vorliegenden Arbeit war es trotz der Vielzahl bestehender Klassifizierungsschemata und Kartierschlüssel aus anderen Arbeiten nicht möglich, diese auf das Untersuchungsgebiet zu übertragen. Angesichts einer Fläche von 278 km² erschien eine Kartierung auf Assoziationsebene zeitlich nicht durchführbar. Darüber hinaus sind Assoziationen zumindest mit Hilfe von Satellitendaten wohl nur in Ausnahmefällen zu erfassen. Ein Klassifizierungs-Ansatz wie beispielsweise bei ZOLLER macht daher keinen Sinn, zumal er im Bereich der Wälder eine detaillierte Unterscheidung der Gesellschaften vornimmt, bei den alpinen Gesellschaften, die einen hohen Flächenanteil am Untersuchungsgebiet der vorliegenden Arbeit haben, jedoch kaum differenziert.
Vor dem Hintergrund einer neuen „Naturschutzphilosophie“, die nicht nur ausgewiesene Naturschutzgebiete inselartig, sondern den gesamten Lebensraum der Arten und damit die Gesamtheit aller natürlichen und anthropogen veränderten Flächen schützt, wurde für die Schweiz eine **Typologie** der unterschiedlichen **Lebensräume,** die es zu schützen gilt, notwendig. Diese Idee der Lebensraumtypen ist vor allem im Zusammenhang mit Europäischen Naturschutz-Konzepten im Sinne von NATURA 2000 kompatibel, auch in der FFH (Flora-Fauna-Habitat)-Richtlinie der EU ist das Prinzip der Lebensraumtypen zentraler Bestandteil.
In Fortsetzung und Erweiterung der „Lebensraumtypologie der Schweiz“ von GALLAND et al. (1990) erschien 1999 mit „Lebensräume der Schweiz. Ökologie, Gefährdung, Kennarten“ von DELARZE et al. (1999) ein Ansatz, der einerseits sehr ausführlich und wissenschaftlich, andererseits jedoch sehr pragmatisch jeden Lebensraumtyp der Schweiz beschreibt. Dieser wurde für die vorliegende Arbeit mit geringen Abwandlungen verwendet.

C2.2 Der hierarchische Klassifikationsschlüssel nach DELARZE et al. (1999)

Die Hauptmerkmale und Anforderungen an einen Klassifizierungsschlüssel, der auch zu Vergleichen und Synthesen mit anderen Arbeiten herangezogen werden soll, sind nach DELARZE et al. (1999, S. 8) folgende, die auch auf die Lebensraumtypologie anwendbar sind und seine besonderen Vorteile ausmachen:

- ein breiter Gültigkeitsbereich: räumlich: in diesem Fall für die Schweiz; thematisch: botanische sowie landschaftsstrukturelle Kriterien finden Eingang in die Typologie.
- die Anpassungsfähigkeit an verschiedene Genauigkeitsstufen, durch ein hierarchisch gegliedertes System mit 4 Ebenen.
- leichte Anwendbarkeit: Pflanzenformationen und Landschaftsstrukturen, die ohne besondere Vorkenntnisse erfaßt werden können, machen die obersten beiden Stufen der **9**

Lebensraumbereiche und **39 Lebensraumkategorien** (=Gruppe strukturell verwandter Lebensräume) aus. Die Stufen 3 und 4 sind **235 Lebensraumtypen** und entsprechen im klassischen pflanzensoziologischen Klassifizierungssystem der Stufe der floristischen **Verbände.**

- Übersichtlichkeit, indem eine standardisierte Beschreibung auf durchschnittlich 2 Seiten gegeben wird. Die typologische Zuordnung beruht auf einer Liste von pflanzensoziologischen **Verbands-Charakterarten** und **-Kennarten** mit Ansprache- und Abgrenzungsmerkmalen. Daneben wird zusätzlich die Physiognomie beschrieben, die Höhenverbreitung und ökologischen Eigenschaften in Ökogrammen dargestellt, eine Verbreitungskarte gezeigt, Ansprüche und Gefährdung sowie der allgemeine Zustand in der Schweiz diskutiert. Schließlich wird auch auf die Beziehung zum Menschen eingegangen, um Hinweise auf prägende Einflüsse und dynamische Vorgänge zu geben.
- Kompatibilität zu bestehenden Europäischen Nomenklaturen (s.o.) durch die pflanzensoziologische Grundlage. Die Referenzmonographien sind HEGG et al. (1993), ELLENBERG (1996), OBERDORFER (1994), MUCINA et al. (1993c), ELLENBERG u. KLÖTZLI (1972) sowie STEIGER (1995).

Der hierarchische Klassifizierungsschlüssel in seiner ursprünglichen Form ist DELARZE et al. (1999) zu entnehmen; der auf das Untersuchungsgebiet in Bezug auf die Satellitendaten angepaßte Schlüssel wird in Kapitel D1.1 erläutert. Der (gegenüber DELARZE leicht veränderte) Verbands-Schlüssel der Luftbildauswertung und der Kartierung wird in Kapitel D2.1 vorgestellt.

Mit dem hierarchischen Ansatz wird das vorgestellte Gliederungsschema besonders den Anforderungen der vorliegenden Arbeit gerecht, indem für die verschiedenen Betrachtungsskalen, bedingt durch die Auflösung der Fernerkundungsdaten, jeweils geeignete Klassen vorliegen. Über die pflanzensoziologische Grundlage des Schlüssels kann darüber hinaus die üblicherweise bestehende Lücke zwischen Geobotanik und Fernerkundung in multiskaliger Betrachtung überbrückt werden. Gleichzeitig schien der Ansatz auf pflanzensoziologischen Verbänden großräumig und gegenüber Assoziationen generell genug, um eine Gesamtabdeckung des Untersuchungsgebietes in der zur Verfügung stehenden Zeit zu gewährleisten.
Im Hinblick auf die Analyse der ökologischen Zusammenhänge zwischen Vegetation und Relief erweist es sich hierbei als zusätzlicher Vorteil, daß floristische Verbände meist eine einheitliche Ökologie als Assoziationen aufweisen (BRAUN-BLANQUET 1964, S. 128).

C2.3 Fernerkundungsdaten und Vor-Prozessierung

Der Einsatz von Fernerkundungsdaten entwickelte sich weltweit in den letzten Jahren zu einer der am meisten verwendeten Techniken für die Vegetationskartierung (WYATT 2000, S. 3), sie dienen als Hilfsmittel für die Extrapolation von Geländebefunden und helfen bei der flächendeckenden Erfassung der Bodenbedeckung in schwer zugänglichen Gebieten (KALLIOLA u. SYRJÄNEN 1991, S. 55). Dabei weisen sowohl Fernerkundungs- als auch im Gelände erhobene Daten ihre spezifischen Grenzen, Vor- und Nachteile auf, die hier nicht allgemein erläutert werden sollen, weil sie hinlänglich

in entsprechenden Standardwerken und diversen Publikationen diskutiert wurden (siehe hierzu LÖFFLER 1985, ENDLICHER u. GOßMANN 1986, PARLOW 1986, LILLESAND u. KIEFER 1987, HABERÄCKER 1991, KALLIOLA u. SYRJÄNEN 1991, RICHARDS 1993, HILDEBRANDT 1996, NÜSSER u. SCHICKHOFF 1996, DALE 1999, MATHER 1999, JENSEN 2000). Speziell in Bezug auf die Vegetationskartierung jedoch sind die wesentlichen Stärken und Schwächen von Geländeerhebungen, Luftbildern sowie satellitenbasierter Fernerkundung in Tab. 10 zusammengefaßt.

Aufnahme-technik	Grenzen der Auf-lösung	typische Flächen-abdeckung	Differenzierung	Wieder-holungsrate	Digital/ Analog	Interpretations methoden	Investi-tion	Kosten pro Flächen-einheit
Gelände-erhebung /Kartierung	< 1m	bestimmt durch Zeit- und Finanzen	Landbedeckung; Landnutzung	Individuell	meist A	Menschliche Beobachtung und Interpretation	gering	hoch
Luftbilder	1-10m	100 km²	Landbedeckung; Landnutzung nur aus dem Kontext abgeleitet	Finanz- und wetterabhängig	A/D	Menschliche Interpretation/ z.T. halbautomatisch	mäßig	mäßig
Satelliten-daten 1	1m-100m	global	großflächige Landbedeckungs-einheiten mittlerer Differenzierung	1-20 Tage; z.T. wetterabhängig	D	Halbautomatische Verfahren	(sehr) hoch	relativ hoch (je nach Auflösung)
Satelliten-daten 2	100m-1km	global	grobe, großflächige Landbedeckungs-einheiten	1-20 Tage; z.T. wetterabhängig	D	Halbautomatische Verfahren	hoch	mäßig bis hoch (je nach Auflösung)

Tab. 10: Stärken und Schwächen verschiedener Aufnahmetechniken (Quelle: verändert nach WYATT 2000,S. 5).

Einer der wesentlichen Vorteile der Nutzung von Fernerkundungsdaten für die Erstellung von Vegetationskarten ist die Reduktion der Subjektivität, wie sie in der klassischen Kartierung auftritt (vgl. BRZEZIECKI et al. 1993, S. 499). Automatische oder zumindest halbautomatische Verfahren sind statistisch nachvollziehbar und reduzieren die subjektive Komponente.

Während Luftbilder seit langem zum Arbeitsmaterial von Botanikern und Vegetationsgeographen gehören, wurde die Satellitentechnologie bislang relativ wenig in entsprechende Studien einbezogen. In einigen, vor allem sehr kleinräumigen Studien wird bemängelt, daß man mit Satellitendaten nur grobe strukturelle Einheiten voneinander abgrenzen kann und nur in ganz wenigen Fällen auf botanisch oder pflanzensoziologisch definierte Untereinheiten schließen kann (vgl. KALLIOLA u. SYRJÄNEN 1991). Allerdings wird auch immer wieder darauf hingewiesen, daß die traditionellen Kartierer und Botaniker viel zu wenig Einfluß auf die Entwicklung der Verfahren der Satelliten-Fernerkundung nehmen und ihre Stärken zu wenig nutzen (vgl. WYATT 2000, S. 3/4).

Vor allem im Hinblick auf die Entwicklung stringenter, mit botanischen Fragestellungen übereinstimmender Klassifikationsschlüssel liegt hier noch ein großer Forschungsbedarf (vgl. (KALLIOLA u. SYRJÄNEN 1991, S. 46), zumal angesichts neuer Analysemethoden und hochauflösender Satelliten-Systeme.

Es ist daher Anliegen der vorliegenden Untersuchung, im konkreten Vergleich zwei Vegetationskarten, die mit verschieden skalierten Fernerkundungsdaten, jedoch einem einheitlich-hierarchischen Klassifikationsschlüssel erstellt wurden, vergleichend gegenüberzustellen. Es gilt zu analysieren, welche Potentiale die Satellitenfernerkundung bei gegebener räumlicher Auflösung von 30m tatsächlich für die pflanzensoziologisch-botanische Vegetationskartierung hat und wo ihre Schwächen und Stärken liegen, auch in Bezug auf die Identifizierung verschiedener Vegetationstypen.

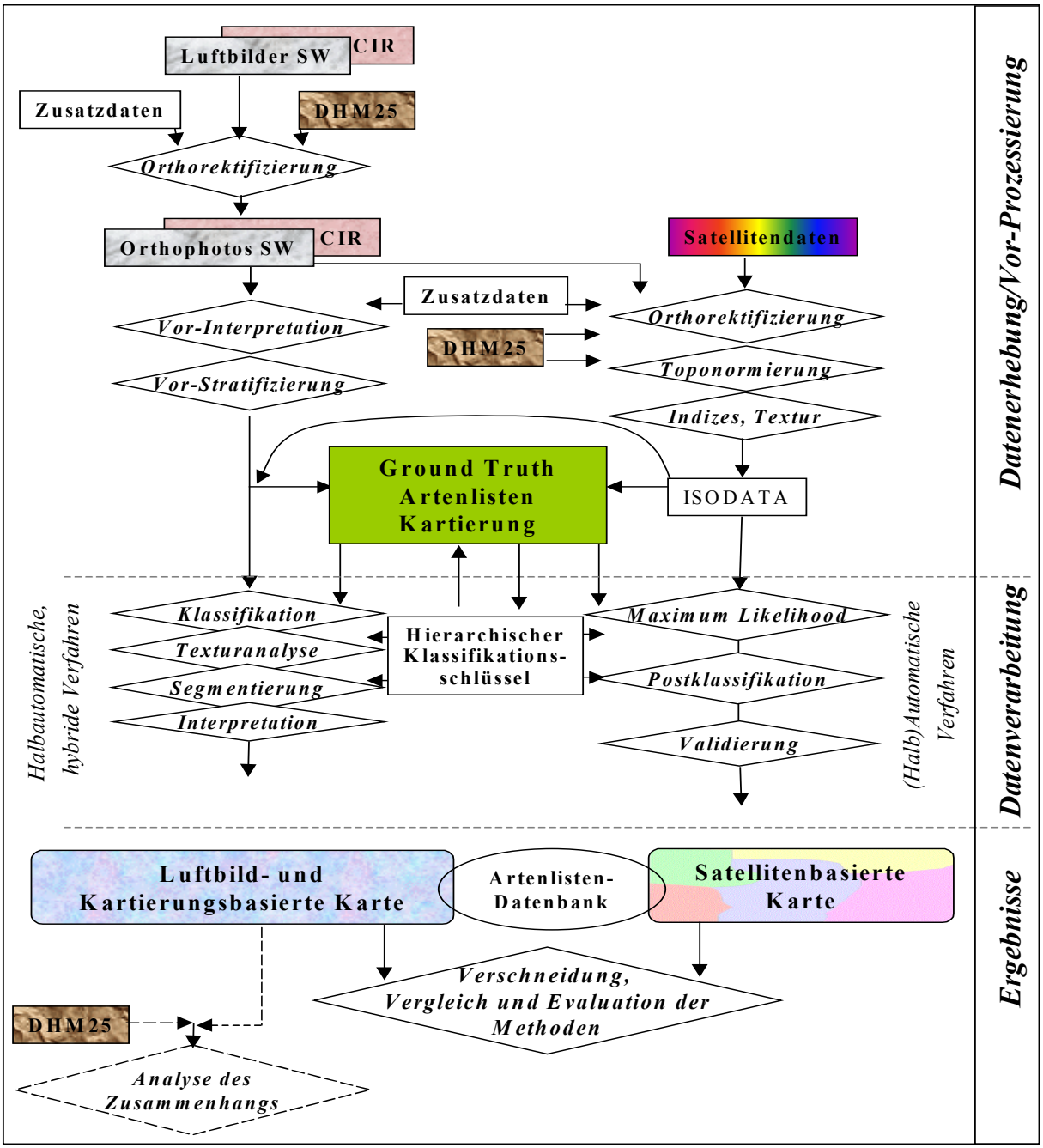


Abb. 12: Ablaufdiagramm für den Einsatz und die Integration der Fernerkundungsdaten.

Das Flußdiagramm in Abb. 12 zeigt den Ablauf und die Integrationsschritte der einzelnen Arbeitspakete in Bezug auf die Fernerkundungsdaten in der vorliegenden Arbeit. Das Schema ist vertikal in die 3 Blöcke Vor-Prozessierung, Datenverarbeitung und Ergebnisse unterteilt, horizontal ergeben sich 2 Säulen aus dem luftbild- und dem satellitenbasierten Ansatz, die in mehreren Verfahrensschritten eng miteinander gekoppelt sind. Während für die Satellitenklassifikation die einzelnen Verarbeitungsschritte eher einem chronologischen Ablauf folgen, wurden für die Luftbilder verschiedene Ansätze halbautomatischer Verfahren (Texturanalyse, Segmentierung etc.) für die Differenzierung verschiedener Vegetationsklassen parallel zur gegenseitigen Ergänzung verwendet.

Obwohl im Rahmen der vorliegenden Studie eine Einführung in die technischen Belange der Fernerkundung nicht angebracht erscheint (siehe hierzu LÖFFLER 1985, ENDLICHER u. GOßMANN 1986, LILLESAND u. KIEFER 1987, HABERÄCKER 1991, RICHARDS 1993, HILDEBRANDT 1996, MATHER 1999, JENSEN 2000), sollen jedoch die ausschlaggebenden spektralen Eigenschaften von Vegetation, die die Grundlage aller Auswertungen in fernerkundlicher Hinsicht bilden, in Abb. 13 dargestellt werden.

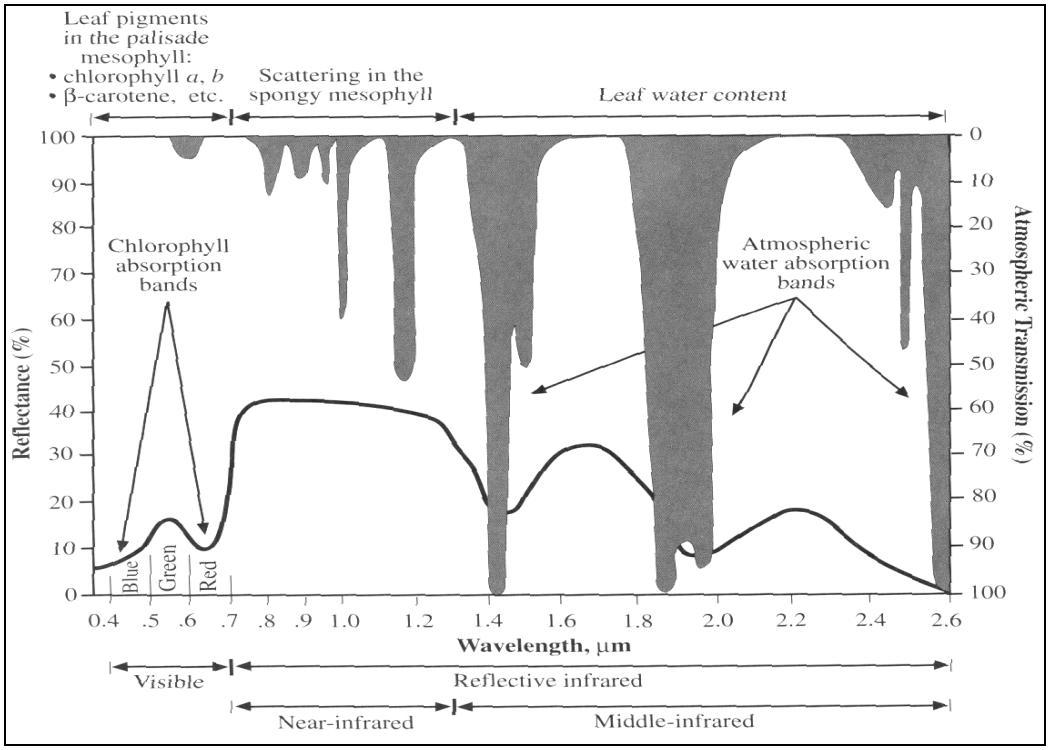


Abb. 13: Spektrale Eigenschaften gesunder, grüner Vegetation nach JENSEN (2000, S. 335).

Vor allem aus den spektralen Eigenschaften im roten (0.62-0.70ym) und im nahen (0.70-1.3ym) sowie mittleren Infrarot (1.3-3ym) und deren multitemporaler Veränderung leiten sich die hauptsächlichen Abgrenzungskriterien für verschiedene Vegetationstypen ab. Je nach Zustand in Bezug auf Phänologie, Wasserversorgung, Wuchsform o. ä., die sich speziell im Hochgebirge sehr heterogen gestalten können, ergeben sich weitere Abgrenzungsmerkmale.

C2.3.1 Luftbilder

Die 47 verwendeten Schwarz-Weiß-Luftbilder mit Reflexions-Informationen im Bereich 0.35ym bis 0.75ym (vgl. JENSEN 2000, S. 104 und BUNDESAMT FÜR LANDESTOPOGRAPHIE 1999) wurden als Diapositive vom Schweizer Bundesamt für Landestopographie bezogen, 6 Color-Infrarot (CIR)-Luftbilder mit Reflexivitätsmessung im Bereich 0.40ym bis 0.90ym (vgl. KODAK 1992) wurden bei der SwissPhoto AG erworben. Sie wurden mit 1200 dpi gescannt und in die Bildverarbeitungssoftware ERDAS Imagine™ importiert.

Für die Orthorektifizierung wurde die Software Orthobase™ verwendet, die freundlicherweise von der Firma GEOSYSTEMS in München zur Verfügung gestellt wurde. Mit Hilfe von durchschnittlich 25-40 Paßpunkten pro Luftbild, einem DHM mit 25m räumlicher Auflösung (siehe C3) und der

Pixelkarte 1: 25.000 als Referenz war es möglich, nach der Triangulation einen mittleren Lage-Fehler (Root Mean Square Error, RMSE) von nur 0.73-1.48 Pixeln zu erhalten, wobei die Genauigkeiten im Orthophoto aufgrund der Parallaxe im Nadir-Bereich um 1m lagen und zum Bildrand z.T. auf 5-7m anstiegen. Die Schwarz-Weiß-Orthophotos haben eine räumliche Auflösung von 1m, die CIR-Luftbilder von 2.5m. Diese Auflösung wurde auch von der Dateigröße begrenzt, ein panchromatisches Orthophoto nimmt ca. 100MB, die CIR-Orthophotos sogar je 250MB Speicherplatz ein.
Anschließend wurden die Partien der Orthophotos, die nach Überlagerung mit der Pixelkarte 1:25.000 (im folgenden PK25) genügende Genauigkeiten (d.h. < ca. 2m Abweichung) aufwiesen, ausmaskiert und zu einem Orthophoto-Komposit des Untersuchungsgebietes mosaikiert. Dabei erwiesen sich besonders die Helligkeitsunterschiede aufgrund der unterschiedlichen Befliegungsstreifen als problematisch, auf die im Zusammenhang mit der Baum-Extraktion in Kapitel C2.5.3 noch näher eingegangen werden soll.

C2.3.2 Satellitendaten

Die verwendeten Satellitendaten mit ihren Eigenschaften können der Tab. 11 entnommen werden.

Sensor	Datum	Ortszeit	Auflösung [m]	Kanal 1 (blau) [nm]	Kanal 2 (grün) [nm]	Kanal 3 (rot) [nm]	Kanal 4 (NIR) [nm]	Kanal 5 (SWIR) [nm]	Kanal 7 (MIR) [nm]
Landsat TM	31.08.98	09:55	30	450-520	520-600	630-690	760-900	1550-1750	2080-2350
IRS-1C LISS	20.09.97	10:36	23,5		520-590	620-680	770-860	1550-1700	
IRS-1C LISS	29.07.98	10:34	23,5						
IRS-1C PAN	20.09.97	10:36	5,8	500-750					

Tab. 11: Verwendete Satellitendaten und ihre Eigenschaften (NIR: nahes Infrarot; SWIR = Kurzwelliges Infrarot; MIR = Mittlere Infrarot; der thermische Landsat TM Kanal 6 ging nicht in die Analyse ein).

Die Daten wurden einer visuellen Qualitätsprüfung unterzogen und Striping-Effekte in der Landsat TM-Szene eliminiert.
Zunächst wurde auf der Grundlage der Orthophoto-Referenz die panchromatische Szene (IRS-PAN), die nur für das Lötschental vorliegt, mit dem oben genannten DHM (mit 25m räumlicher Auflösung) auf 5m Pixelgröße orthorektifiziert (RMSE= 0.4 Pixel), anschließend wurde diese Szene (für das Lötschental) als Referenz für die Rektifizierung der Landsat TM und IRS-LISS Szenen verwendet. Für Rhône- und Turtmanntal wurden die Orthophotos und die PK25 als Referenz verwendet, wobei der graduelle Abfall in der räumlichen Auflösung die visuelle Festlegung von Paßpunkten einfacher gestaltete. Die TM- und LISS-Szenen wurden einheitlich auf 25m Pixelgröße resampled. Die visuelle Kontrolle ergab eine gute Übereinstimmung mit den Referenzdaten, was durch die mittleren Lagefehler (RMSE) mit 0.51 Pixeln für LISS97, 0.60 Pixeln für LISS98 und 0.61 Pixeln für TM98 bestätigt wurde. Dieser kann im Vergleich zu anderen Studien als sehr gut eingestuft werden (siehe WALSH et al. (1994, S. 663). Da der RMS-Fehler nur die Fehler an den Paßpunkten mißt, nicht aber die Ungenauigkeiten zwischen den einzelnen Punkten, wurde zusätzlich anhand der Überlagerung mit der PK25 eine visuelle Kontrolle durchgeführt.

Radiometrische Korrektur, Topographische Normierung

Eine Grundannahme der satellitenbasierten Klassifizierung liegt darin, daß Flächen gleicher Oberflächenbedeckung auch gleiche spektrale Reflexionseigenschaften aufweisen (PARLOW 1991, S. 111). Diese Aussage trifft nur für ebene Flächen zu, wobei homogene Sensoren und synchrone Aufnahmezeitpunkte als weitere Voraussetzungen bei mehr als einer Szene zu nennen sind (WYATT 2000, S. 7).

In stark reliefiertem Gelände wie dem Hochgebirge ist der Einsatz von Fernerkundungsdaten daher erschwert. Während der Schattenwurf in Luftbildern eindeutig ausgemacht werden kann, sind Einflüsse der Topographie auf die spektrale Rückstrahlung außerhalb der Kernschatten in Satellitendaten schwer zu quantifizieren. Allein für die Mittelgebirgsräume gibt PARLOW (1991, S. 112) potentielle Einstrahlungsunterschiede von 300 W/m² auf Schatthängen gegenüber 900 W/m² auf Sonnhängen an. Damit ergibt sich die Notwendigkeit, vor der Verwendung von Satellitendaten im Hochgebirge eine topographische Normierung durchzuführen. Diesem Problem haben sich bereits zahlreiche Autoren gewidmet, um mit verschiedenen Ansätzen die Strahlungsunterschiede zu nivellieren (siehe COLBY 1991, ITTEN et al. 1992, CONESE et al. 1993, FRANKLIN u. GILES 1995, SANDMEIER 1995, BANKO 1997, COLBY u. KEATING 1998, FLORINSKY 1998, IAQUINTA u. FOUILLOUX 1998, JANSA 1998, LI et al. 1998, TROTTER 1998, OUAIDRARI u. VERMOTE 1999, REEDER 1999, SCHMIDT 2001). Speziell für den Einsatz von Landsat TM-Daten schlägt PARLOW (1986, 1991) eine Korrektur des Satellitensignals über eine Einstrahlungs-Modellierung für den Zeitpunkt des Satelliten-Überflugs vor. Ein entsprechendes Modell würde das spektrale Signal (d.h. die Grauwerte) der von der Sonne abgewandten beschatteten Flächen anheben, das von den überstrahlten, weil der Sonne zugewandten Hängen, reduzieren. PARLOW folgert daraus, daß es so möglich ist, die Besonnungs- und damit die Reflexionsunterschiede zu eliminieren. Da die potentielle Einstrahlung (=Globalstrahlung) sich aus der direkten und der diffusen Himmelsstrahlung zusammensetzt, deren Anteil je nach Wellenlänge verschieden ist, muß die Einstrahlungskorrektur kanalspezifisch vorgenommen werden. Allerdings ist zu beachten, daß zwar die Grauwerte beschatteter Hangbereiche insgesamt angehoben werden, die Grauwertdynamik der Schattenlagen auf diese Weise jedoch nicht verbessert wird.

Der von PARLOW entwickelte Ansatz bildet die Grundlage für das Strahlungsmodell von SCHMIDT (2001), das in der vorliegenden Arbeit für die radiometrische Korrektur bzw. topographische Normierung verwendet wurde. Dieses Modell berücksichtigt anisotrope Strahlungsverhältnisse, diffuse und direkte Strahlungsanteile in Abhängigkeit von Wellenlänge und Höhenlage, atmosphärische Sichtverhältnisse und Aerosolgehalte, die höhenabhängige Differenzierung des Wasserdampfes sowie den Ozongehalt der Atmosphäre und die mittlere Albedo (=Rückstrahlungsvermögen diffus reflektierender Oberflächen (LEXIKONREDAKTION 1987)). Damit ist eine Atmosphärenkorrektur im Strahlungsmodell (zumindest mit Standardwerten) inbegriffen. Da keine Veränderungsindikation oder relationale Operationen mit den verschiedenen Sensorprodukten geplant waren, wurde auf weitergehende radiometrische Anpassungen verzichtet. Darüber hinaus ergaben Vergleiche der Wetterlagen zu den Aufnahmezeitpunkten stabile Hochdruckwetterlagen über Mitteleuropa, so daß jeweils von ähnlichen atmosphärischen Bedingungen für die Aufnahmezeitpunkte ausgegangen werden kann.

Auf der Grundlage eines DHM, eines Skyviewfaktors, der für jedes Pixel die Horizontüberhöhung (in % des Horizontes der ebenen Fläche) zur Ermittlung der diffusen Strahlung simuliert, einer digitalen Hangneigungskarte sowie einer Expositionskarte wird im Modell die potentielle Globalstrahlung einer horizontalen Fläche zu der der realen Fläche in Beziehung gesetzt und so eine Korrektur-Matrix abgeleitet. Diese bildet die Basis für die kanalspezifische Korrektur des spektralen Signals. Die Korrekturfaktoren von PARLOW (1991, S. 117), die ursprünglich für Landsat TM entwickelt wurden, wurden in der vorliegenden Arbeit sowohl auf die Landsat TM-, als auch auf die IRS LISS-Daten angewandt, da sie ähnliche spektrale Bandbreiten haben (vgl. Tab. 11). Für spezifische Modellkomponenten, Korrekturfaktoren und deren Umsetzung im Modell sei auf die Arbeit von SCHMIDT (2001) verwiesen. Die radiometrische Korrektur ergab rein visuell eine merkliche Verbesserung der Reflexionswerte, wie aus Abb. 14 zu entnehmen ist.

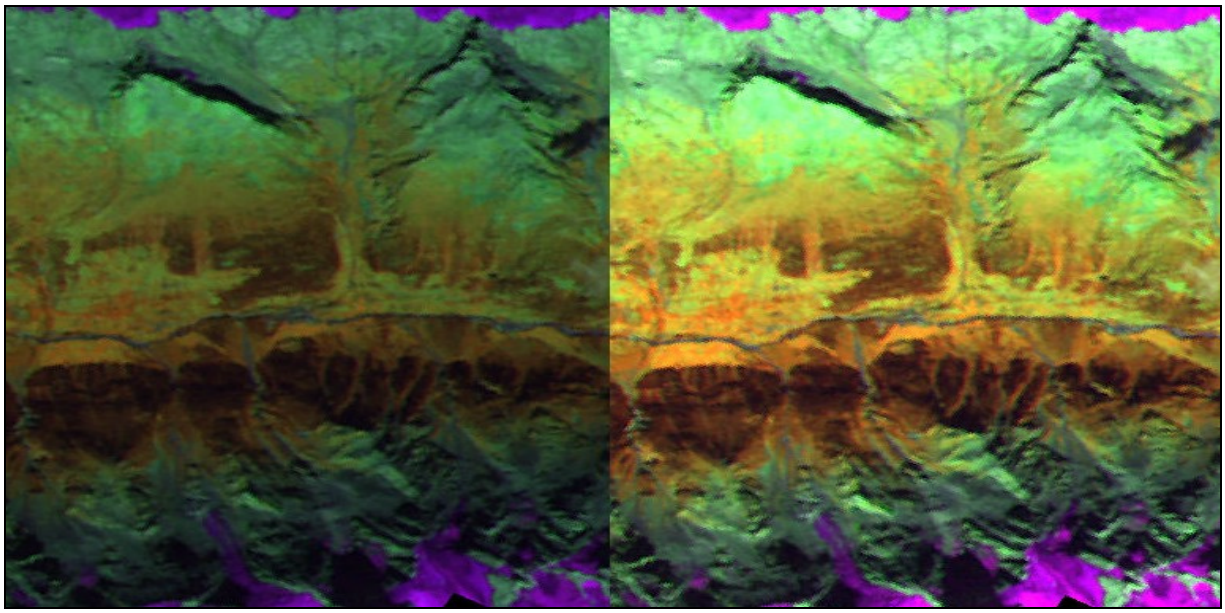


Abb. 14: Landsat TM im Lötschental vor (links) und nach (rechts) der radiometrischen Korrektur.

Ableitung zusätzlicher Indizes

Neben den reinen Kanälen wurden weitere Differenz- und Texturkanäle sowie verschiedene Vegetationsindizes abgeleitet, so daß schließlich 29 primäre und abgeleitete Kanäle zur Verfügung standen (siehe Anhang 2):

- Vegetationsindizes (siehe RICHARDS 1993, S. 148/152, MATHER 1999, S. 124, JENSEN 2000, S. 342 u. 361 ff.)
  - NDVI (Kanal 4-3/Kanal 4+3)
  - NDGI (Kanal 3-2/Kanal 3+2)
  - ND45I (Kanal 4-5/Kanal 4+5)
  - Tasseled Cap (Brightness, Greenness, Wetness)
- Textur-Parameter: es wurden aus der Vielzahl von Texturmaßen verschiedene Parameter gegeneinander mit Hilfe des Vergleichs von auf ihnen basierenden unüberwachten

Klassifikationen getestet. Er stellte sich heraus, daß die folgenden 3 die besten Differenzierungen erlaubten (vgl. ERDAS INC. 1997, S. 204 ff.):

- Varianz (Heterogenitätsmaß 2. Ordnung; Signal-Rauschen-Verhältnis von Kernel-Varianz zu Kernel-Mittelwert; abgeleitet aus Kanal 4; im 5x5er Kernel, weil das 3x3er zu wenig differenzierte Werte lieferte und größere Kernel zu sehr generalisierten)
- Schiefe/Skewness (Heterogenitätsmaß 3. Ordnung für Kanal 4; siehe ERDAS INC. 1997, S. 205)
- Kernel-Variogrammanalyse nach CHICA-OLMO u. ABARCA-HERNANDEZ (2000)

Darüber hinaus wurden jeweils von den beiden LISS-Szenen und den aus ihnen abgeleiteten zusätzlichen Kanälen Differenzen gebildet, um die Redundanz zwischen den Zeitschritten gering zu halten (in Anlehnung an das Vorgehen in WEIERS 1999).
Für den initialen Kanal-Stapel wird aufgrund der Vielzahl von Kanälen jedoch trotzdem eine verbleibende Redundanz in Kauf genommen, um keine Information zu verlieren (siehe WEIERS 1999, S. 26).

Stichproben-Design und unüberwachte Klassifikation

Der enorme Vorteil von Fernerkundungsdaten, einen flächendeckenden Überblick zu bieten, wo Geländebegehungen nur punktuelle Informationen liefern, wird oft für die Vorbereitung von Feldkampagnen verwendet (WYATT 2000, S. 6). Um für die Erhebung von Trainingsgebieten repräsentative Gebiete auszusuchen, sind Satellitendaten ein wertvolles Hilfsmittel des Stichproben-Designs (MICHAELSEN et al. 1994, S. 673). Grundsätzlich gibt es vier Möglichkeiten des Samplings (=der Stichprobennahme) im Gelände:

Zufällig

Über einen Zufallsgenerator werden Punkte in einer digitalen Karte ausgewählt. Vorteile sind die absolute Objektivität des Verfahrens, weil jeder Punkt die gleiche Chance hat, ausgewählt zu werden. Beim Random-Sampling sind statistische Voraussetzungen wie Normalverteilung eher erfüllt als bei anderen Methoden. Der größte Vorteil des Verfahrens liegt in der Tatsache, daß rein statistisch gesehen „von den bearbeiteten Flächen auf das gesamte Sampling-Gebiet rückgeschlossen werden kann“ (siehe REITER u. GRABHERR 1997, S. 16). Nachteile ergeben sich aus der Tatsache, daß unterschiedliche Klassen mit verschiedenen Flächenanteilen auftreten, so daß größere Klassen mit diesem Verfahren überrepräsentiert sind, kleinere bleiben evtl. unberücksichtigt (vgl. GOODCHILD 1994, S. 621). Außerdem werden unter Umständen unnötig viele Punkte ausgewählt, die keine Zusatzinformation bringen.

Systematisch

In einem festen Abstand, z.B. einem definierten Gitternetz, werden Stichproben genommen (vgl. BELLEHUMEUR u. LEGENDRE 1998). Anwendungsbeispiele aus der Schweiz sind in diesem Zusammenhang z.B. die Arealstatistik (siehe C2.1), JENSEN u. KÖHL (1993) für das LFI (=Landes-Forst-Inventar) der Schweiz im 1km x 1km-Netz sowie HEGG et al. (1993) ebenfalls im 1km x 1km-Netz für 30 Vegetationslandschaften der Schweiz. Dieser Ansatz löst kaum das Abundanz-Problem, da weiterhin die kleinflächige oder systematisch wiederkehrende Klassen auch systematisch durch die Maschenweite des Netzes fallen können (REITER und GRABHERR 1997, S. 16).

Subjektiv

Je nach Kenntnisstand über das zu untersuchende Gebiet und die darin vorkommenden Klassen werden basierend auf dem Vorwissen subjektiv Punkte ausgewählt. Dieser Ansatz ist nur bei extrem guter Vorkenntnis sinnvoll, die in den meisten Fällen erst noch erworben werden soll.

Stratifiziert

Das 7. Prinzip bei der Stichprobenwahl nach GREEN (1979) lautet: „Sofern ein Gebiet, das durch eine Stichprobe zu erfassen ist, eine breite Palette von Standortmustern ausweist, teile es in relativ kleine, homogene Untereinheiten und erfasse Stichprobenpunkte in jeder dieser Einheiten bezogen auf deren Größe“. In den Untereinheiten des stratifizierten Geländes werden nach zufälligen oder systematischen Aspekten Stichproben gezogen (REITER u. GRABHERR 1997, S. 16). Die Stratifizierung verringert somit das Problem der Abundanz, indem man eine gewichtete Anzahl an Punkten pro stratifizierter Einheit veranschlagt (GOODCHILD 1994, S. 621). Im Kontext der Erhebung von Trainingsgebieten für die satellitenbasierte Klassifikation stellt die spektrale Stratifizierung die Erfüllung des von GREEN (1979) geforderten 7. Prinzips dar, der Prototyp im Bereich der Fernerkundung ist hier die unüberwachte Klassifizierung.

In der praktischen Umsetzung dieser Konzepte ergeben sich beliebig viele Abwandlungen und Kombinationen zwischen den einzelnen Verfahren. Weitere Arbeiten im Zusammenhang mit der Stichprobenwahl sind die von DEPPE (1998), POSO (1993), KELLENBERGER (1996), BELLEHUMEUR u. LEGENDRE (1998), STOHLGREN et al. (1997), GREEN (1979).

Für die vorliegende Arbeit wurde eine Stratifizierung im Rahmen einer unüberwachten Klassifizierung mit dem Clusterverfahren ISODATA (=Iterative Self-Organising Data Analysis) (siehe ERDAS INC. 1997, S. 225-229 und HABERÄCKER, 1991, S. 255ff.) durchgeführt. Der Algorithmus ordnet jedes Pixel aufgrund von minimalen Euklidischen Distanzen einem Cluster zu, deren Anzahl vorher definiert wurde. Das Verfahren beginnt mit einer bestimmten Anzahl von Cluster-Mittelpunkten, anschließend werden alle Datenpunkte iterativ prozessiert, bis ein Abbruchkriterium in Form eines Homogenitätsmasses erreicht ist, der jedes Pixel einer bestimmten spektralen Klasse zuweist.
In der vorliegenden Arbeit wurden 3 unüberwachte Klassifikationen mit jeweils 30, 50 und 100 Zielklassen definiert. Die Anzahl von 100 ist ein von WHISTLER (siehe WEIERS 1999) empirisch erhobener Wert, der als Kompromiß zwischen der Interpretierbarkeit und einer sinnvollen Differenzierung spektraler Eigenschaften empfohlen wird. Die Klassifikationen mit 30 und 50 Punkten dienen der besseren Differenzierbarkeit der Farbcodes im Gelände sowie um einzuschätzen, wie spektral ähnlich sich einzelne Geländebereiche sind. Mit Hilfe dieser Stratifizierung war es möglich, geeignete Punkte für die Erhebung von Trainingsgebieten im Gelände zu bestimmen.

C2.3.3 Bildfusion

Zusätzlich zu der getrennten Behandlung von Satelliten- und Luftbilddaten wird in den letzten Jahren verstärkt die Technik der Bildfusion eingesetzt, um die Vorteile der hohen räumlichen Auflösung von Luftbildern mit der der hohen spektralen Auflösung von Satellitendaten zu verbinden. Auch in der

vorliegenden Arbeit war eine Bewertung des kombinierten Einsatzes von Luft- und Satellitenbildern geplant.

Bei der Fusion werden verschiedene Verfahren wie die IHS (Intensity-Hue- Saturation)- oder PCA (=Hauptkomponenten)-Transformation angewandt (vgl. CHAVEZ et al. 1991). Grundlegend werden die Daten unterschiedlicher Quellen, nachdem sie aufeinander rektifiziert wurden, nach den o.g. Techniken fusioniert. Vereinfacht wird dabei der traditionelle Rot-Grün-Blau (RGB)-Farbraum je nach Methode transformiert und die Intensitätkomponente bzw. die erste Hauptkomponente durch die hochaufgelösten Daten substituiert, bevor eine rückwärtige Farbraumtransformation erfolgt. Normalerweise werden für solche Verfahren der panchromatische und der multispektrale Sensor eines Satellitensystems fusioniert, beispielsweise IRS-LISS und IRS-PAN oder Landsat 7 ETM und PAN (vgl. SARAF 1999, CHENG et al. 2000), aber auch die Kombination unterschiedlicher Sensorsysteme wird angewandt (vgl. SUNAR u. MUSAOGLU 1998).

Obwohl die Diskussion in der Literatur kontrovers ist, sowohl im Hinblick auf die zu verwendende Methode (CHAVEZ et al. 1991, WALD et al. 1997, DAI u. KHORRAM 1998, GÜLS 1998, ZHANG 1999, KUMAR et al. 2000), als auch daraufhin, ob die Fusion gegenüber den Einzelbildern wesentliche Vorteile erbringt oder die Datenstrukturen genügend genau erhält (siehe DARVISHSEFAT 1995), wurde für die vorliegende Arbeit die Erstellung eines Fusionsproduktes zur Integration von Luftbild- und Satelliteninformation angestrebt, um die kombinierte Nutzung beider Skalen zu bewerten. Mit Hilfe der IHS-Transformation wurden dazu die Landsat TM-Szene mit der Panchromatischen Szene fusioniert (Korrelationskoeffizient = 0.82). Für den Bereich außerhalb der PAN-Szene sollte das Orthophoto-Mosaik verwendet werden. Allerdings ergaben sich bei Berechnungen zur Korrelation zwischen der zu ersetzenden Intensitäts-Komponente und dem Luftbildmosaik sehr geringe statistischen Zusammenhänge (R= 0.38 bis 0.42), wodurch die Fusion nicht statistisch abgesichert gewesen wäre. Auch ein Low-Pass-gefiltertes Luftbildmosaik ergab keine wesentliche Verbesserung in dieser Hinsicht. Da zusätzlich das Fusionsprodukt eine enorme Speichergröße hatte, wurde entschieden, Luftbilder und Satellitendaten nur getrennt zu analysieren.

Jedoch sollte die Fusion des Luftbildmosaiks mit den multispektralen Daten für nachfolgende, vor allem kleinräumige Studien in Betracht gezogen werden.

C2.4 Feldkampagnen: Datenerhebung und Kartierung

Bei insgesamt 7 Feldkampagnen (Juli-August 1999; September 1999; Dezember/Januar 1999/2000; April 2000; Mai 2000; Juli-August 2000; September 2000) wurden einerseits zunächst Trainingsgebiete und pflanzensoziologische Aufnahmen erhoben, wobei hier der Schwerpunkt im ersten Jahr (1999) lag; andererseits wurden im zweiten Jahr verstärkt flächendeckend Daten durch Kartierung von Grenzlinien zwischen Verbänden gesammelt sowie die erstellten Karten validiert. Die Nomenklatur der aufgenommenen Arten beruht auf der **Flora Helvetica** von LAUBER und WAGNER (1996).

C2.4.1 Aufnahme von Trainings- und Validierungsgebieten mit Artenlisten

Die endgültige Auswahl von Trainingsgebieten für die Erhebung (nach Vorauswahl am PC) erfolgte mit Hilfe der bereits oben erwähnten stratifizierten Ortho-Karten anhand von Geländebefunden. Dabei war vor allem die Zugänglichkeit in höheren Lagen oberhalb der Waldgrenze ein beschränkender Faktor.
Es fiel auf, daß trotz topographischer Normierung ein Unterschied zwischen Sonn- und Schatthang bestehen blieb, so daß hier trotz gleicher Bedeckung für manche Flächen getrennte Trainingsgebiete erhoben werden mußten.
In Abstimmung mit den stratifizierten Ortho-Plots wurden im Gelände nur Flächen einer bestimmten Mindestgröße erhoben (ca. 2000-2500m²), was zur Folge hatte, daß nur in wenigen Fällen bis herunter auf Verbandsebene Flächen angesprochen werden konnten. Aufgrund der räumlichen Auflösung und der Identifizierbarkeit konnten meist nur höhere Hierarchie-Ebenen als Trainingsgebiete aufgenommen werden.

Die Homogenität der Trainingsgebiete wurde zusätzlich durch Luftbilder im Gelände verifiziert und die Flächen in die entsprechenden Luftbildkarten eingetragen.
Insgesamt wurden im Untersuchungsgebiet 480 Trainingsgebiete aufgenommen, davon 260 im Lötschental, 45 im Rhônetal und 175 im Turtmanntal. Die Vielzahl der Trainingsgebiete im Lötschental ergab sich aus der extrem heterogenen spektralen Struktur, vor allem im Bereich des Sonnhangs. Zusätzlich wurden die von MOSIMANN (1985) für das Gletschervorfeld kartierten Vegetationseinheiten verifiziert und z.T. als zusätzliche Trainingsgebiete verwendet.

Zusätzlich zu den Trainingsgebieten wurden für ausgewählte Flächen Artenlisten erstellt. Diese Aufnahmen, die weitgehend auf einem **Dominanz**- bzw. **Abundanz**kriterium basierten (d.h. prozentualer Deckunsgrad bzw. Individuenzahl pro Flächeneinheit), wurden verstärkt entlang von Transekten in verschiedenen Höhenstufen erhoben, um Informationen über den höhenabhängigen Wandel der Artenzusammensetzung in verschiedenen Querprofilen zu erhalten. Diese Zusatzinformation ist vor allem für die Waldflächen von Bedeutung, da zumindest mit Hilfe der Satellitendaten keine Differenzierung des Wald-Unterwuchses möglich ist. Die Physiognomie des Unterwuchses zweier Flächen kann extrem unterschiedlich ausfallen, obwohl sie z.B. beide dem Verband *Vaccinio-Piceion (*Heidelbeer-Fichtenwald) angehören. Die Flächengröße wurde dabei gemäß SCHMIDT (1969, S. 158) in Anlehnung an folgende Standardwerte festgelegt: Alpine Matten 1-2 m², Wiese und Äcker 4-10 m², Wald 100-400 m². Diese Flächengrößen sind empirisch ermittelte Werte, die darauf beruhen, daß sich die Anzahl der Arten je nach Formation bei zunehmender Flächengröße asymptotisch einem Sättigungsniveau nähert.
Es wurden insgesamt 120 Artenlisten erstellt, 60 im Lötschental, 20 im Rhônetal, 40 im Turtmanntal, der entsprechende Erhebungsbogen und die Lage der Transekte können dem Anhang 3 und 4 entnommen werden.

C2.4.2 Flächendeckende Vegetationskartierung

Neben der Erhebung von Trainingsgebieten für die satellitengestützte Klassifikation wurden vor allem in den Geländekampagnen des zweiten Jahres flächendeckende Vegetationskartierungen auf Verbandsebene vorgenommen. Maßgeblich mit Unterstützung der fertigen satellitenbasierten Klassifikations-Plots und mit den leider erst zu diesem Zeitpunkt aufgrund langer Liefer- und Scanzeiten fertiggestellten CIR-Orthophotos wurde die Kartierung unterstützt. Die Luftbilder wurden bereits vor dem Geländeaufenthalt nach rein visuellen Gesichtspunkten vorstratifiziert. Diese Stratifizierung wurde im Gelände sukzessive verfeinert. Dabei wurden Flächen, die in Bezug auf Struktur und Artenzusammensetzung weitgehend homogen waren (siehe zum Problem der Grenzziehung D2.2) schon im Gelände floristisch angesprochen und aufgrund der Charakter- und Kennarten, wie sie bei DELARZE et al. (1999) definiert sind, dem entsprechenden Verband zugeordnet. Die Verbände wurden im Luftbild eingetragen und mit entsprechenden Informationen versehen im Feldbuch vermerkt. Durch diese definitive Festlegung der Zielklasse direkt im Gelände ohne Anlegung von Artenlisten ergab sich ein enormer Zeitgewinn gegenüber der Vorjahres-Methode, so daß in der gleichen Zeit viel mehr Flächen aufgesucht werden konnten, was zu einem erhöhten räumlichen Durchsatz und damit erhöhter Genauigkeit führte. Da zusätzlich zu den reinen Charakter- und Kennarten der Verbände bei DELARZE et al. (1999) auch strukturell und physiognomisch typische Merkmale aufgeführt sind, erwies sich die Differenzierung der Verbände als weitgehend problemlos.

Unterstützt durch den Überblick aufgrund der Satellitenklassifikations-Plots und der Gegenhangkartierung mittels Fernglas konnten im Bereich des Waldes die verschiedenen Nadelbaumarten (*Abies alba, Picea abies, Larix decidua, Pinus cembra, Pinus sylvestris*) anhand ihrer Form und Farbe extrem gut zu bestimmten Tageszeiten differenziert werden. Die Anteile von *Larix decidua* an den Waldflächen konnten darüber hinaus im Winter 1999/2000 für den Schatthang des Lötschentals von der Lauchernalp aus genau ermittelt werden. Für die übrigen Hänge erfolgte der Großteil der Bestimmung des Lärchen- bzw. Fichten- oder Arvenanteils und damit die Zuweisung der Flächen zu einem der 3 Hochlagen-Nadelwald-Verbände im Frühjahr bzw. im Herbst ebenfalls zunächst vom Gegenhang, soweit es die Schneelage erlaubte. Es erfolgte mit dieser Methode jeweils eine Vorkartierung des Gegenhanges, die dann durch Begehungen im Sommer validiert wurde.

Für die Flächen außerhalb des Waldes wurde nach selektiver Begehung von Seitentälern und Feststellung typischer Erscheinungsbilder einzelner Vegetationsverbände in den CIR-Luftbildern eine detailliertere Stratifizierung durchgeführt. Unterstützt durch Gegenhangkartierung mit dem Fernglas wurden anschließend aufgrund des Farbcodes und der Textur visuell Abgrenzungen einzelner (sub)alpiner Verbände für die Gesamtfläche extrapoliert. Zu diesen Einheiten gehörten die Zwergstrauch-, die Schneeboden-, die alpinen Rasen-, die Schuttflächen- und die Grünerlen-Verbände. Ihre tatsächliche Verbreitung wurde danach bei stichprobenartiger Begehung der gesamten zugänglichen Fläche validiert. Dabei bestätigten sich fast ausnahmslos die Grenzziehungen der visuellen Extrapolation, was auf eine hohe Verläßlichkeit der rein visuellen Interpretation der CIR-Luftbilder hindeutet. Selbst unterschiedliche Zwergstrauchheiden, die bereits der Assoziationsebene angehören, konnten auf diese Weise differenziert werden (z.B. *Arctostaphyletum uva-ursi* innerhalb von *Juniperion nanae*). Ausnahmen der Begehung bildeten die unzugänglichen Bereiche, vor allem

der Lötschentaler Schatthang oberhalb der Loibinbäche und oberhalb des Gletschervorfeldes, die Steilhänge südlich der Hohgleifa außerhalb angelegter Wege, der Steilhang im Turtmanntal außerhalb der Wege, felsige Bereiche zwischen Wängerschflie und Chummetji sowie Pipjitälli und Hangpartien des Gletschervorfeldes im Turtmanntal.

Die Flächen, die im Kernschatten der CIR-Luftbilder liegen, d. h. ein Großteil der Rinnen sowie die ostexponierten Schatthangbereiche des Lötschentals, wurden, soweit zugänglich, flächendeckend kartiert, da sie nicht anhand des Luftbildes analysiert werden konnten.

Zusätzlich wurden einerseits die Gletschervorfelder, andererseits mit Hilfe der Geotektonischen Karte (siehe C1.2) die Bereiche mit basischen Gesteinen flächendeckend kartiert, da hier andere Artenzusammensetzungen aufgrund von Pioniervegetation respektive basischer Gesteine und damit andere Verbände zu erwarten waren als in den Nachbarflächen. Ein Beispiel für das Gletschervorfeld des Turtmanntals ist in Abb. 15 gegeben.

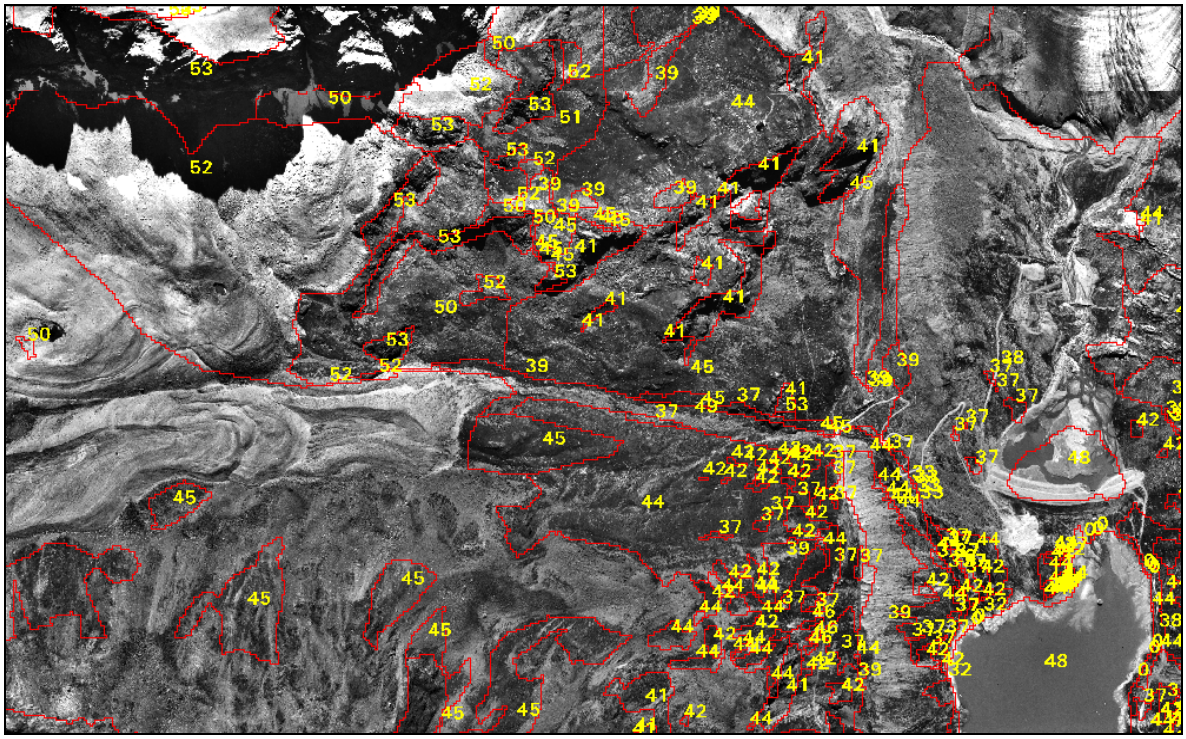


Abb. 15: Flächendeckende Kartierung des Gletschervorfeldes im Turtmanntal.

C2.5 Integration von Feld- und Fernerkundungsdaten

Nach den Geländeaufenthalten wurden die Daten digitalisiert und in das GIS integriert. Dabei erfolgte im ersten Jahr eine Konzentration auf die satellitengestützte Klassifikation mit angefügten Artenlisten, die dann für die Verbands-Kartierung der Geländekampagnen des zweiten Jahres eingesetzt werden konnte.

Die Erstellung der endgültigen Vegetationskarte erfolgt durch Integration der Satellitendaten-Klassifikation, deren räumliche Verfeinerung durch luftbildgestützte Verfahren sowie den zusätzlich kartierten Einheiten, die nicht fernerkundlich erfaßt werden konnten. Im folgenden werden die entsprechenden Ansätze und Methoden erläutert.

C2.5.1 Satellitendaten

Die Trainingsgebiete wurden digitalisiert, die Polygone erreichten eine mittlere Größe von 10 Pixeln. Während 20% der Punkte für die spätere Validierung ausgelassen wurden, gingen 80% in die Klassifizierung ein. Ihre Histogramme wurden visuell und durch Verschneidung mit der 100 Klassen umfassenden unüberwachten Klassifikation kontrolliert. Zu diesem Zweck wurde mit der Funktion GLOBAL DIVERSITY die Anzahl der unüberwachten Klassen pro Trainings-Polygon ermittelt. Nur homogene Polygone (d.h. die mit nur einer unüberwachten Klasse zusammenfielen) wurden ausgewählt. Als weiterer Schritt in der Qualitätskontrolle wurden daraus Gebiete mit sehr breiten Verteilungen eliminiert, so daß schließlich nur annähernd normalverteilte Signaturen mit wenig Überlappungsbereichen in die Klassifikation eingingen. Die mathematische Notwendigkeit einer genügenden Trainingsgebietsgröße für die Invertierbarkeit der Kovarianzmatrix im Maximum-Likelihood-Verfahren reduzierte die Klassenanzahl zusätzlich. Aufgrund dieser Beschränkungen blieben von ursprünglich 480 Trainingsgebieten nur ca. 210 übrig, die allen Qualitätsansprüchen genügten und endgültig verwendet werden konnten.

Eine hohe Redundanz an Spektralinformation (wie sie sich zwischen den einzelnen Satellitenkanälen, zwischen den verschiedenen Sensoren und den abgeleiteten Indizes ergibt) und damit ein unnötig hoher Zeitaufwand der Klassifikation konnte durch Auswahl geeigneter Kanäle für die Klassifikation verringert werden. Um eine optimale Trennbarkeit der Signaturen zu erreichen, mußte die bestmögliche Kanalkombination für die vorhandenen Signaturen herausgefiltert werden. Eine statistische Analyse basierend auf der JEFFRIES MATUSITA Distanz (siehe SWAIN und DAVIS 1978) wurde vorgenommen. Diese Analyse bezieht die Kovarianzmatrixen und Mittelvektoren ein, um für die vorliegenden Signaturen eine geeignete Layer-Kombination aus allen verfügbaren Layern herauszufiltern. Das Ergebnis erbrachte folgende günstigste Kanalkombination:

Nr.	Kanal	Beschreibung
1	tm3	Landsat TM Kanal 3
2	tm4	Landsat TM Kanal 4
3	tm5	Landsat TM Kanal 5
4	tm7	Landsat TM Kanal 7
5	diff_liss97/3-liss98/3	Differenz IRS-1C LISS97-LISS98 (Kanal 3)
6	diff_liss97/4-liss98/4	Differenz IRS-1C LISS97-LISS98 (Kanal 4)
7	ndvi_tm	NDVI Landsat TM (Kanal 4-3/Kanal 4+3)
8	diff_ndvi_liss97-liss98	Differenz NDVI LISS97-LISS98
9	ndgi_tm	NDGI Landsat TM (Kanal 3-2/Kanal 3+2)
10	diff_nd45i_liss97-liss98	Differenz ND45I LISS97-LISS98
11	tm_tcap_green	TM Tasseled Cap Greenness Index
12	variogramm_tm4	Variogramm TM Kanal 4
13	variogramm_liss98-4	Variogramm LISS98 Kanal 4

Tab. 12: Endgültige Kanäle für die Satellitendaten-Klassifikation.

Die überwachte Klassifikation erfolgt mit dem parametrischen Maximum-Likelihood-Klassifikator. Die Trainingsgebiete werden durch ihre definierten spektralen Eigenschaften in einem N-dimensionalen Merkmalsraum beschrieben werden. Mit Hilfe der Klassen-Mittelvektoren, der einzelnen Pixel-Vektoren, der Kovarianzmatrix der Pixel einer Klasse, der Determinanten und der invertierten Kovarianzmatrixen wird für jedes Pixel die Wahrscheinlichkeit der Zugehörigkeit zu einer Klasse mit Hilfe der folgenden Formel bestimmt:

$$D = \ln(a_c) - [0.5 \ln(|Cov_c|)] - [0.5(X - M_c)T(Cov_c - 1)(X - M_c)]$$

D = gewichtete Distanz (= Likelihood)
X = Meß-Vektor des zu bestimmenden Pixels
a_c = Wahrscheinl., daß ein Pixel zu Klasse c gehört

Cov_c-1 = Inverse der Kovarianzmatrix
T = Transpositions-Funktion

c = eine bestimmte Klasse
M_c = Mittelvektor der Klasse c
Cov_c = Kovarianzmatrix der Pixel der Klasse c
$|Cov_c|$ = Determinante von Cov_c

Für weitere Ausführungen zu den mathematischen Operationen des Maximum-Likelihood-Klassifikators siehe HABERÄCKER (1991, S. 277 ff.) sowie RICHARDS (1993, S. 85 ff.). Schließlich wurde mit Hilfe eines kontextbasierten Fuzzy-Convolution-Filters, einer Art wahrscheinlichkeitsbasiertem Low-Pass-Filter, der Streu-Effekt der Pixel („Pfeffer- und Salz"-Effekt) reduziert (vgl. ERDAS INC. 1997, BOCK 1999).

C2.5.2 Artenlisten-Datenbank

Die zusätzlich zu den Trainingsgebieten erhobenen Flächen mit Artenlisten wurden ebenfalls in Form von Polygonen in das GIS integriert. Für die Pflanzenlisten und ihre Standorte wurde eine relationale Datenbank (MS Access) aufgebaut. Diese enthält neben den eigentlichen Artenlisten mit Deckungsgraden je Art auch Informationen zu den jeweiligen Standortansprüchen, zur Verbreitung, Blüte und zu Zeigerwerten (nach LAUBER u. WAGNER 1996 in Anlehnung an LANDOLTS „Ökologische Zeigerwerte der Schweizer Flora" (1977).

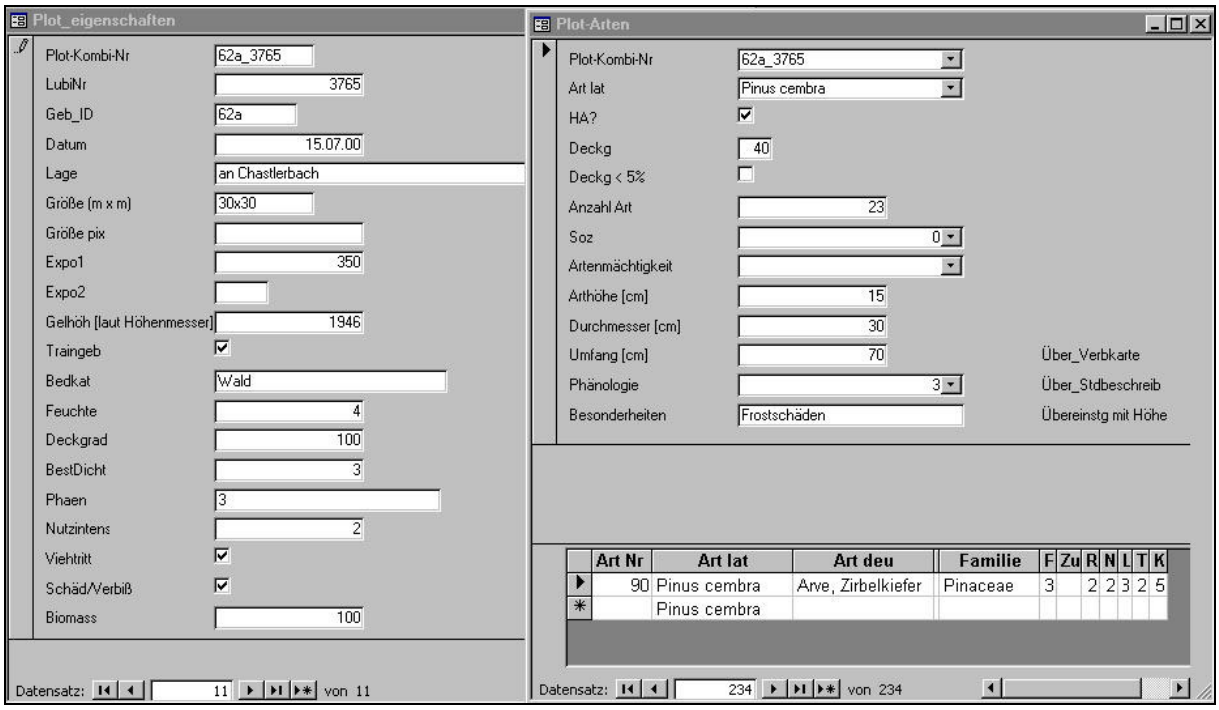


Abb. 16: Eingabemaske für Standorteigenschaften und zugehörige Arten der Datenbank.

Mit Hilfe dieser Datenbank ist es möglich, innerhalb der vorliegenden Transekte Verbreitungsgrenzen oder Höhengrenzen einzelner Arten zu analysieren oder jedoch Standorte nach den Zeigerwerten ihrer Pflanzen ökologisch einzustufen. Da in ERDAS Imagine™ keine Datenbank-Anbindung vorgesehen

ist, wurden die entsprechenden Analysen (siehe Abb. 16) für die Transekte über SQL-Abfragen in ArcView™ ausgeführt. Die Kopplung Datenbank-GIS hat den Vorteil, daß die entsprechenden Polygone und Flächen, die in der Datenbank ausgewählt werden, direkt visuell dargestellt werden können.
Um die Redundanz in den Daten zu verringern, wurden nur 89 Datensätze in die Datenbank integriert. Ein Beispiel für die Eingabemaske der Datenbank ist in Abb. 16 dargestellt.

C2.5.3 Luftbilder und manuelle Kartierung

In Erweiterung der satellitenbasierten Verfahren wurden für die höher auflösende Vegetationskarte die Luftbilder und die Kartierungsergebnisse genutzt. Um die satellitenbasierten Grenzen der Vegetationsverbände zu verfeinern bzw. um weitere Klassen, die nicht mit den 25m auflösenden Daten differenziert werden konnten, in die Karte zu integrieren, wurden je nach zu extrahierendem Vegetationsverband parallel verschiedene Verfahren angewandt, die sich gegenseitig ergänzen:

- klassische spektrale Klassifikation
- texturbasierte Ansätze
- Segmentierungs-Verfahren
- kontextbasierte visuelle Luftbildinterpretation

Die kontextbasierte Interpretation fand während der gesamten Zeit Anwendung für die Überprüfung und Nachbearbeitung der halbautomatischen Ansätze. Diese wurden trotz der bereits im Gelände vorgenommenen Kartierung angewandt, um einerseits die subjektive Komponente der manuellen Grenz-Kartierung durch mathematisch objektive GIS- und Klassifikations-Funktionalitäten zu ersetzen und andererseits, um deren Effektivität und Genauigkeit für künftige Arbeiten abzuschätzen. Es war mit Hilfe der verschiedenen Verfahren möglich, verschiedene Vegetationstypen zu differenzieren.
Schließlich erfolgte die Digitalisierung aufgenommener Zusatz-Verbände zur Vervollständigung der luftbild- und kartierungsbasiertenVegetationskarte.

Spektrale Klassifikation mit Varianzansatz

Einige Flächen im Luftbild weisen relativ homogene spektrale Eigenschaften mit einer geringen texturellen Varianz auf. Besonders die Mahdbereiche sind, solange sie nicht selektiv bereits gemäht wurden, eindeutig in Bezug auf ihre spektralen Signaturen. Diese Tatsache wurde für die automatische Klassifikation ungemähter Fettwiesen im Lötschen- und Rhônetal sowie auf den Trogschultern verwendet. Zu diesem Zweck wurden über die low-pass-gefilterten 3 Spektralkanäle des CIR-Luftbildes zusammen mit einem zusätzlichen Varianzkanal Signaturen extrahiert und eine überwachte Klassifikation durchgeführt.

Texturbasierte Verfahren in Kombination mit Varianz-Ansatz

Ein im DLR von Dr. G. Braun entwickeltes Textur-Erkennungsprogramm wurde für die Extraktion von Bäumen (einzeln und im Verband), Häusern und Stafeln aus Luftbildern getestet. Dieses Programm basiert auf der Tatsache, daß bestimmte Objekte wie Bäume oder Stafel meist eine

bestimmte Form und typische Grauwertverteilung besitzen. Dazu gehört das Objekt selber sowie meist sein Schattenwurf. Zu diesem Zweck wird zunächst ein Grauwert-Muster des interessierenden Objektes aus dem zu klassifizierenden Bild extrahiert. Dieses Muster-Kernel wird dann sequentiell an jeder Pixelposition mit dem darunterliegenden Luftbild verglichen. Unterschreitet die Differenz zwischen Muster und Luftbild einen gewissen Wert, und stimmt die räumliche Orientierung des Musters mit dem Objekt im Luftbild überein, wird das Zentralpixel des Kernels als entsprechendes Objekt markiert (siehe Abb. 17).

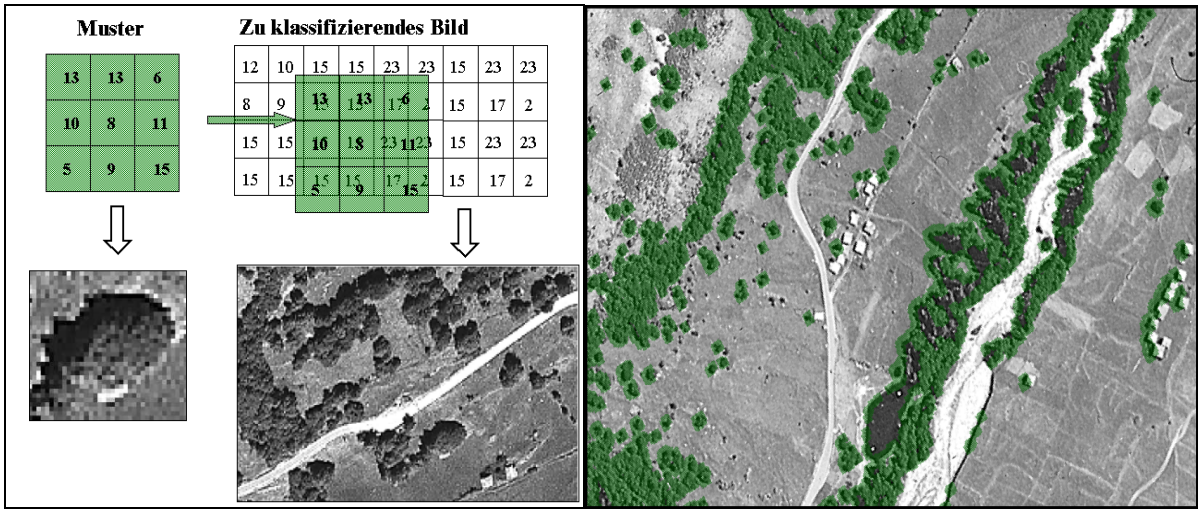


Abb. 17: Muster-Erkennung für die Baum-Extraktion.

Zusätzlich wurde mit Varianzkanälen versucht, geschlossene Waldflächen aus panchromatischen Satellitendaten (IRS-1C PAN) abzuleiten.

Segmentierung, Region-Growing

Wie bereits in C2.3 angeführt, etablieren sich neben traditionellen pixelbasierten Ansätzen der Fernerkundung zunehmend objektbasierte Verfahren. Diese Verfahren beruhen auf der Annahme, daß eine rein technisch basierte Zerlegung der Umwelt in Rasterzellen oder Pixel der Struktur von natürlichen Objekten nicht gerecht wird. Auch GOODCHILD (1994, S. 617) führt an, daß die Pixelmethode zwar die geläufigere in geographischen und vor allem in Raster-GIS-basierten Anwendungen ist, daß jedoch mit Hilfe einer objektbasierten Struktur eine realistischere Konzeption der Umwelt möglich ist. Dabei erfolgt die Zerlegung in Objekte durch Segmentierungs-Algorithmen, in die neben rein spektralen Charakteristika auch folgende Aspekte eingehen:

- Form, Kompaktheit
- Textur
- Kontext, Topologie
- Hierarchie

Die beiden hauptsächlichen Kriterien zur Abgrenzung von Objekten sind dabei die Farb- und Raumkontinuität.

Auf diesem Ansatz basiert auch die Software ECOGNITION™, mit der die alpinen Rasen-, die Schneeböden bzw. die Zwergstrauchregionen segmentiert wurden, um ihre extrem kleinräumigen und komplizierten Verteilungsmuster automatisch zu extrahieren. Ein Beispiel zeigt die Abb. 18.

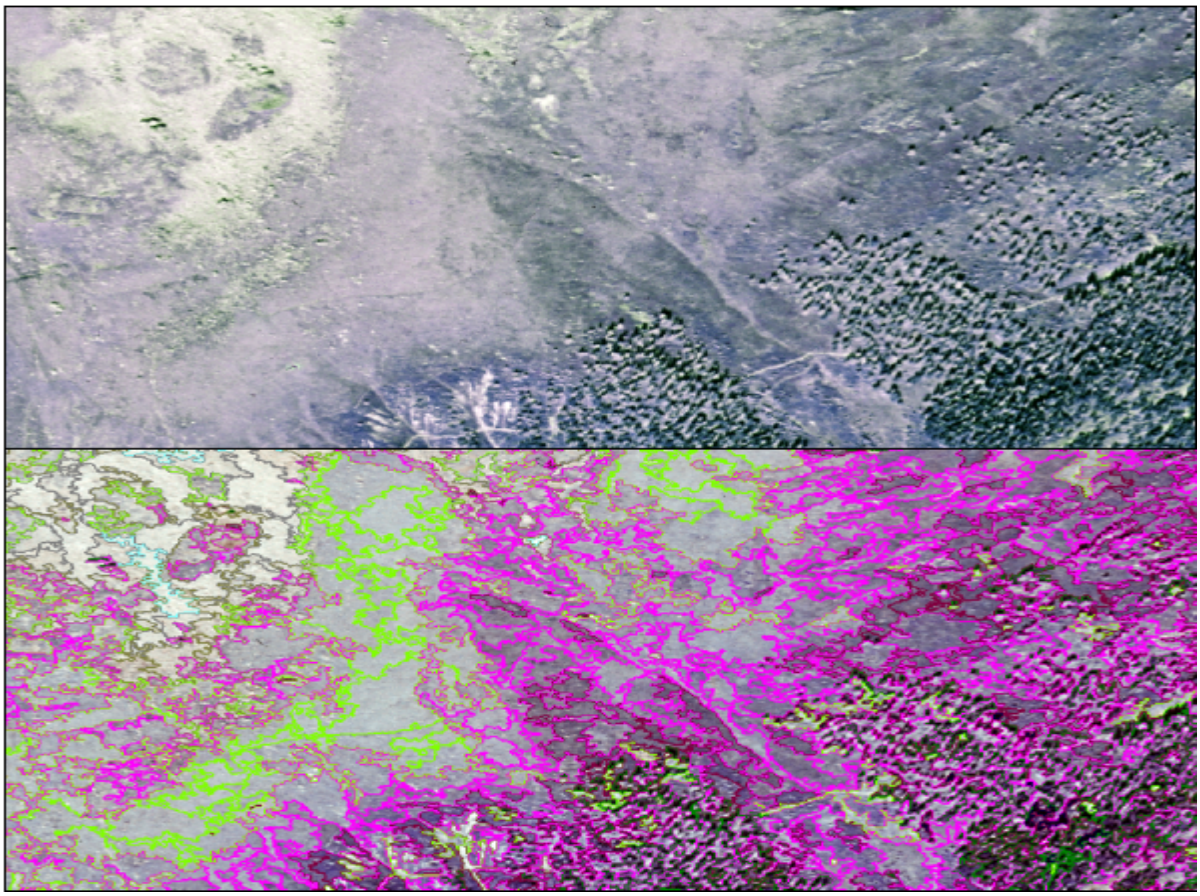


Abb. 18: Trennung zwischen Rasen- und Zwergstrauchflächen durch Segmentierungs-Verfahren (oben= Luftbild; unten= segmentierte Flächen; rosa= Zwergstrauch, grün = Rasen).

Zusätzlich wurden mit relativ hohem Arbeitsaufwand die einzelnen Flächen nachbearbeitet und korrigiert. Luftbildbereiche mit schlechten Kontrasten wurden dabei per manueller Digitalisierung erfaßt, Bereiche mit höheren Kontrasten mit der Region-Growing-Funktion in ERDAS Imagine™ kartiert. Diese Funktion sucht ausgehend von einem Zentralpixel in einer bestimmten Umgebung weitere Pixel, die unterhalb einer bestimmten Euklidischen Distanz zum Zentralpixel liegen und aggregiert diese wiederum zu einem Objekt.

Kartieren

Die Verbände, die aufgrund von Schattenwurf oder nicht eindeutiger Signatur nicht mit Hilfe von Fernerkundungsdaten extrapoliert werden konnten sowie veränderte Flächen, deren aktuelle Bodenbedeckung nicht mehr mit der des Luftbildes übereinstimmt und die ebenfalls im Gelände manuell kartiert wurden, wurden manuell digitalisiert.

C3 Das Relief

Das Relief als Grenzfläche zwischen den verschiedenen Sphären weist eine komplexe Oberflächenstruktur auf. Zur Charakterisierung und Analyse dieser Struktur wird zunächst versucht, die Oberfläche möglichst präzise in digitaler Form zu repräsentieren. Zu diesem Zweck wird gemeinhin ein Digitales Höhenmodell genutzt. Das DHM wird von WEIBEL (1989, S. I) als numerisches Modell der Erdoberfläche definiert, wobei die Erdoberfläche mittels einer Anzahl von Höhenangaben (Z) und entsprechenden Koordinaten (X, Y) repräsentiert wird. Darüber hinaus ist nach FRIEDRICH (1996, S. 9) und MOORE et al. (1991b, S. 8) ein Digitales Geländemodell (DGM) thematisch breiter definiert und beinhaltet zusätzlich die Repräsentation semantischer und topologischer Information, d.h. in ihm erhalten Punkte eine geländespezifische Bedeutung oder eine Verknüpfung mit anderen Punkten. GOODCHILD (1994) führt eine grundlegende Definition geographischer Daten an, die er als „facts about places“ mit dem Koordinaten-Tupel X,Y,Z bezeichnet, wobei der „fact“ in diesem Fall die Höhe über NN ist. Ein DHM ist grundsätzlich ein 2.5D-Datenmodell, weil es durch die Projektion der Z-Attribute jedes Punktes auf die Z-Achse zwar eine Oberfläche erzeugt, allerdings ohne Verdichtung im 3-dimensionalen Raum (vgl. RAPER u. KELK 1991, S. 300 und FRIEDRICH 1996, S. 35). In der vorliegenden Arbeit ist aufgrund der Datenstruktur der Begriff des DHM dem des DGM vorzuziehen.

Für die primäre Erstellung von DHMs ist eine Erhebung entsprechender Höhendaten vorzunehmen. Dabei gibt es eine Vielzahl von verschiedenen Verfahren, u.a. Laserscannerbefliegung, Digitalisierung von Höhenlinien aus Karten, Vermessung (z. B. GPS), Triangulation aus Luftbilddaten oder Radar-Interferometrie, die mit entsprechenden Vor- und Nachteilen versehen sind (siehe MOORE et al. 1991b, S. 9/10). Je nach Methode der Erfassung bieten sich verschiedene Techniken der Datenvorhaltung an. Im Zusammenhang mit GIS haben sich für die digitale Erfassung des Reliefs drei grundlegende Datenstrukturen etabliert (siehe MOORE et al. 1991b, S. 9 und 25-27): neben der Digitalisierung von Höhenlinien (Digital Line Graph), mit deren Hilfe die Fläche in unregelmäßige Polygone zerlegt wird und dem Triangulated Irregular Network (TIN), dem eine unregelmäßige Dreiecksvermaschung zugrunde liegt (siehe KUMLER 1994, WEIBEL u. BRÄNDLI 1995), ist im Zusammenhang mit rasterbasierten GIS-Systemen und Fernerkundungsdaten die vorherrschende Datenstruktur die des regelmäßigen Gitternetzes, dessen Höheninformation in festen Abständen über eine definierte Pixel- oder Rastergröße festgehalten wird. Das für die vorliegende Untersuchung verwendete rasterbasierte DHM des Bundesamtes für Landestopographie der Schweiz hat eine Gitterweite von 25m (DHM25 im weiteren Verlauf) und entstand durch Digitalisierung der Höhenlinien aus der Topographischen Karte 1:25.000.

Der hauptsächliche Nachteil der Gitterstruktur ist derjenige, daß genaue Höhenangaben nur an den Gitterpunkten vorhanden sind und somit die Fläche dazwischen weitgehend unbekannt bleibt. In Abhängigkeit von der Interpolationsfunktion wird möglicherweise durch diese Datenstruktur eine Oberfläche generiert, die nicht der Realität entspricht (siehe BRÄNDLI 1997, S. 11 und Abb. 42). Für eine Diskussion über die realistische Rekonstruktion von Oberflächen aus Punkt- oder Liniendaten siehe SCHNEIDER (1998), KENWARD et al. (2000) und REES (2000).

Im Zusammenhang mit der Repräsentation von Vegetationsstandorten in E1 sind zudem die Auswirkungen verschiedener räumlicher Auflösungen von Höhenmodellen auf die Ableitung von Reliefparametern von Bedeutung. Es werden durch die Auflösung des verwendetem DHMs oft einige für die untersuchte Skala wichtige geomorphometrische Eigenschaften zu stark generalisiert. Diese Problematik wird bei THOMPSON et al. (2001) und WANG u. YIN (1998) untersucht und ebenfalls in der vorliegenden Untersuchung thematisiert (siehe Abb. 42).

Mit Hilfe von DHMs werden je nach Fragestellung sehr unterschiedliche geomorphometrische Eigenschaften der Oberfläche abgeleitet. Grundsätzlich sind hier zwei verschiedene Ansätze zu unterscheiden: punktuell abgeleitete Reliefparameter und Ausweisung von Reliefstrukturen in Form von Objekten, wobei die punktuellen Reliefparameter Grundlage der Gruppierung von Punkten zu homogenen Objekten bilden. Für den ersten Ansatz sind beispielsweise die Arbeiten von EVANS (1972), JENSON u. DOMINIGUE (1988), MOORE et al. (1991b), ODEH et al. (1994), GUTH (1995), SCHMIDT (1996), WOOD (1996), JONES (1998), EVANS u. COX (1999) zu nennen. In den Kontext der Reliefklassifikation fallen die Arbeiten von DIKAU (1992), KÖTHE u. LEHMEIER (1993), FRIEDRICH (1996), BRÄNDLI (1997), IRVIN et al. (1997), GILES u. FRANKLIN (1998), DIKAU u. SCHMIDT (1999).
In der vorliegenden Arbeit wurden zunächst ebenfalls pixelbasierte Reliefparameter abgeleitet, auf die im folgenden Kapitel C3.1 eingegangen wird. Es wurde dabei versucht, möglichst umfassend alle für die Standorteigenschaften der Vegetation potentiell wichtigen Parameter abzuleiten, indem möglichst viele klimatische und hydrologische Standortfaktoren in Reliefparametern parametrisiert wurden.
Im Kapitel C3.2 geht es um die unterschiedlichen Ansätze zur Reliefklassifikation, wie sie für die Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Reliefobjekten und Vegetation angewendet wurden.

C3.1 Pixelbasierte Ansätze: Reliefparameter

Das Relief wird nach EVANS u. COX (1999) meist im Hinblick auf punktuelle, linienhafte oder flächenhafte Merkmale analysiert. Dabei ist die Höhe das einfachste Punktmerkmal des Reliefs, Hangneigung und Wölbung mit jeweils 2 Komponenten (siehe unten) resultieren aus der 1. und 2. Ableitung.
Neben diesen 5 Basisparametern, von SPEIGHT in MOORE et al. (1991b, S. 15) auch als **primäre** topographische Attribute bezeichnet, wurden für die vorliegende Arbeit weitere Reliefparameter abgeleitet. Diese Parameter entstehen aus der Kombination der primären Parameter oder aus dem über lokale Betrachtungen hinausgehenden Kontext und werden daher als **sekundär** bezeichnet. Die Berechnung primärer und sekundärer Reliefattribute auf Grundlage des DHM25 wird im folgenden erläutert. Es wurden im ersten Ansatz die 3 Software-Pakete ERDAS Imagine™, GRASS und ArcInfo™ verwendet, jedoch wurde aus den u.g. Gründen schließlich nur ArcInfo verwendet.

C3.1.1 Primäre Reliefparameter

Höhe

Neben der reinen Höhe war es notwendig, das DHM in Klassen zu unterteilen, wobei zunächst 50m- bzw. 100m-Intervalle gewählt wurden. Der in Kapitel B4.1 vorgestellten Problematik der

Nomenklatur und Definition von wenigen Höhenstufen ist sich die Autorin bewußt, jedoch ist es für praktische Anwendungen und Flächenbilanzen notwendig, bestimmte Höhenstufen zu definieren. Da es sich um ein regional eng begrenztes Gebiet handelt, können in der vorliegenden Arbeit für eine Klassenbildung und Flächenbilanzierung über das DHM in erster Näherung folgende Höhenstufen in Anlehnung an markante Vegetationsgrenzen festgelegt werden, obwohl einzelne Grenzen zum Süden des Untersuchungsgebietes hin ansteigen und sich damit die Höhenstufen weitaus differenzierter und komplexer darstellen (siehe Kapitel E1):

Stufe	kollin	montan	untersubalpin	obersubalpin	unteralpin	oberalpin	nival
Höhe	600-1000m	1000-1500m	1500-1800m	1800-2200m	2200-2500m	2500-3000m	> 3000m

Tab. 13: Definition der Höhenstufen für die vorliegende Arbeit.

Diese Höhenstufen stimmen zusätzlich mit denen von ZOLLER (1995) überein, wodurch eine Vergleichbarkeit innerhalb der ökologisch ähnlichen Untersuchungsräume Wallis und Engadin gegeben ist. Gegenüber MOSIMANN (1985), dessen Untersuchungsraum auf den oberen subalpinen bis nivalen Bereich beschränkt war und der daher engere Klassen bildete, sind in der vorliegenden Arbeit die Klassen jedoch in Anpassung an die gesamte Höhenamplitude etwas gröber gefaßt.

Hangneigung (Neigungswinkel und Exposition)

Die Hangneigung als die 1. Ableitung der Höhe setzt sich aus 2 Komponenten zusammen: die vertikale Komponente ist der Neigungswinkel („slope gradient“), die horizontale die Exposition („slope aspect“) (siehe hierzu EVANS 1972, S. 36, BURROUGH 1986, EVANS u. COX 1999, S. 15).

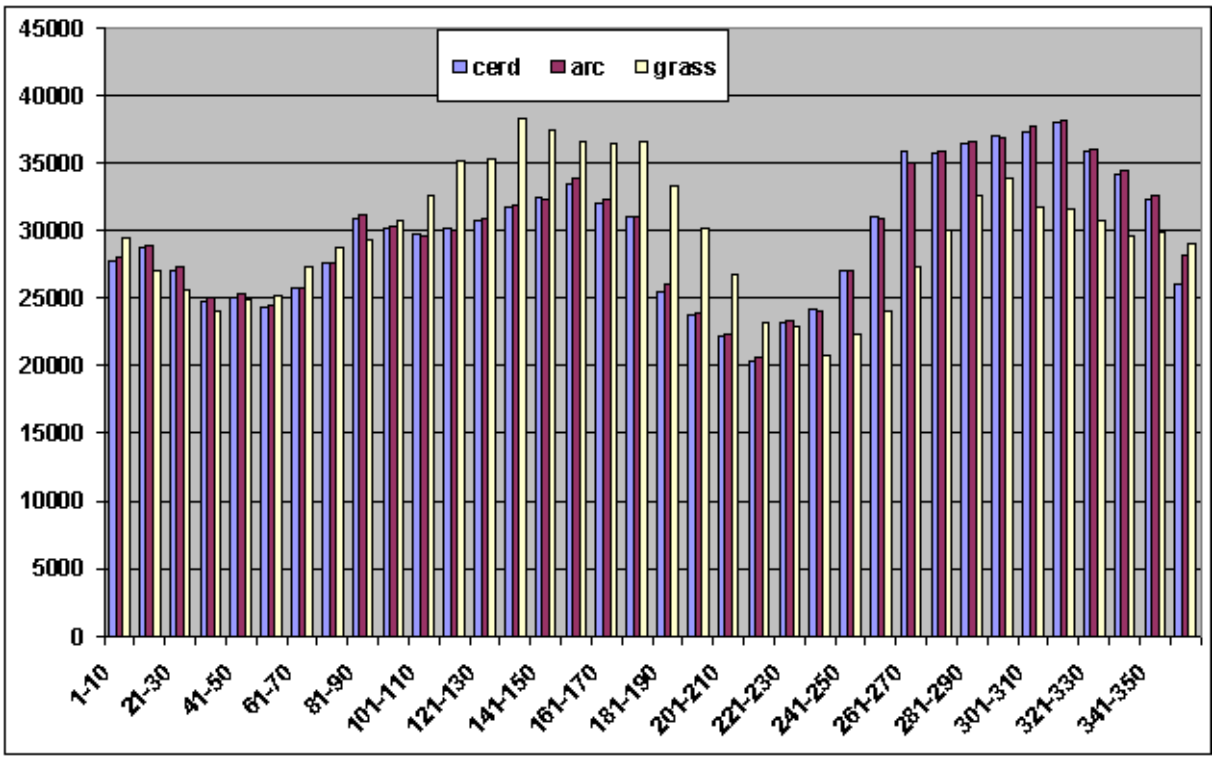


Abb. 19: Häufigkeitsverteilung der Expositionsberechnung in den drei Software-Paketen ERDAS Imagine (cerd), ArcInfo (arc) und GRASS (grass).

Die Hangneigung wurde in allen drei Software-Paketen berechnet, für einen Vergleich der Algorithmen siehe ERDAS INC. (1997, S. 343 ff.) und BEVEN u. KIRKBY (1979). Es wurde festgestellt, daß je nach verwendeter Software z.T. erhebliche Unterschiede in den Ergebnissen auftraten, was anhand der drei Häufigkeitsverteilungen der Exposition in Abb. 19 deutlich wird. Es fällt auf, daß vor allem östliche Richtungen sehr einheitlich berechnet wurden, während die größten Häufigkeitsunterschiede in südlichen und nordwestlichen Richtungen liegen. Dabei unterscheidet sich das Ergebnis aus GRASS signifikant von den anderen beiden Algorithmen. Aus diesem Grund und weil die Sekundärparameter ebenfalls visuell nicht zufriedenstellend waren, wurden im folgenden die GRASS-Parameter nicht weiter verwendet. Für die Ableitung von sekundären Parametern wurden die Hangneigung und die Exposition aus ArcInfo verwendet.

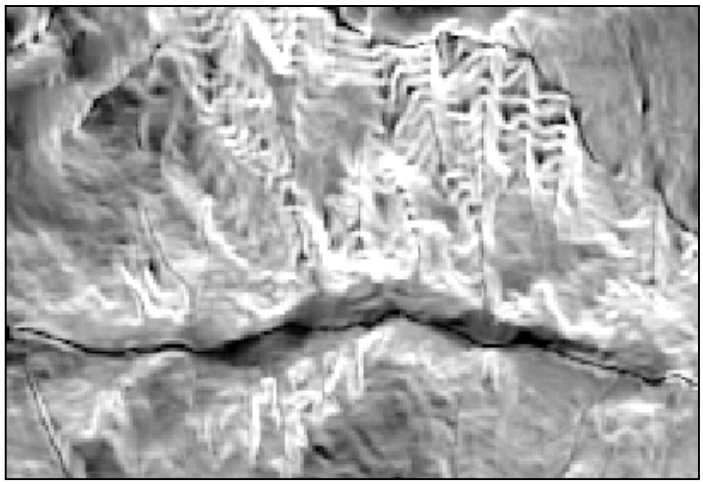


Abb. 20: Fehler im DHM25.

Durch die Ableitung der primären Parameter wurden auch Fehler im DHM25 deutlich, die aus der Interpolationsroutine der digitalen Höhenlinien resultieren. „Treppungs"-Artefakte dieser Linien finden sich vor allem in den Steilbereichen von Lötschen- und Turtmanntal (siehe Abb. 20). Für die Untersuchungen im Zusammenhang mit der Vegetation liegen diese Fehlerbereiche zwar weitgehend außerhalb der bewachsenen Fläche, jedoch sind weitere Fehler auch für tiefere Lagen anzunehmen, auch wenn ihr Ausmaß rein visuell nicht auszumachen ist.

Da zirkuläre Daten wie die Exposition in mathematischen Berechnungen oft zu Schwierigkeiten führen, wurden Kosinus- bzw. Sinus- Transformationen nach folgenden Formeln vorgenommen, um jeweils den Nord-Süd bzw. den Ost-West-Gegensatz in linear interpretierbare Zahlen von 1 bis 100 umzuwandeln (vgl. GUISAN et al. 1998, S. 68):

((cos (Exposition – 30) + 1) / 2 * 100) **bzw.** **((sin (Exposition – 30) + 1) / 2 * 100)**

-30 → Verschiebung des Sonnenhöchststandes nach SSW

cos/sin → Wertebereich liegt zwischen –1 und +1

+1, /2, *100 → " " " 0 - 2 bzw. 0 - 1 bzw. 0 – 100

Klassenbildung

Für verschiedene deskriptive und statistische Verfahren war es darüber hinaus notwendig, Expositionen sowie Hangneigungswinkel in Klassen zu aggregieren. Die Exposition wurde in 8 Hauptrichtungs-Klassen unterteilt (N, NE, E, SE, S, SW, W, NW). Die Hangneigung wurde ebenfalls in 8 Klassen unterteilt, wobei die Einteilung in Anlehnung an die der Bodeneignungskarte der Schweiz (siehe C1.3 und EJPD - BUNDESAMT FÜR RAUMPLANUNG et al. 1980), an geomorphologische Charakteristika und an menschliche Nutzungskriterien vorgenommen wurde. Da auch im Untersuchungsgebiet ein Großteil der Fläche anthropogen genutzt wird und so die

Vegetationsverteilung zumindest in tieferen Lagen von typischen Bewirtschaftungs-Neigungsklassen bestimmt wird, wurde folgende Einteilung vorgenommen:

Neigung [%]	Neigung [°]	Bedeutung für die Landwirtschaft
0-3	0 - 2	Eben: Keine Probleme für den Maschineneinsatz
3-10	3 – 6	Leicht geneigt: Keine Probleme für den Maschineneinsatz
11-17	7 - 10	Leicht bis mittel geneigt: Hackfruchtbau erschwert. Einsatz von Vollerntemaschinen (Zuckerrüben, Kartoffeln) noch möglich. Getreidebau leicht behindert. Futterbau: Eingrasen leicht erschwert, Heugewinnung ohne Probleme
18-25	11 – 14	Stark geneigt: Hackfruchtanbau stark erschwert, leichte Behinderung bei der Dürrfuttergewinnung
26-35	15 – 19	Hügelig bis steil: Getreideanbau mit Hangtraktor stark erschwert. Eingrasen stark erschwert, Grenze für die Dürrfutterernte mit Traktor und Ladewagen
36-50	20 – 26	Steiles Gelände. Grenze für den Einsatz von Futterwerbemaschinen. Dürrfutterernte stark erschwert, Ackerbau nur noch mit Seilzug möglich
> 50	27 – 34	Sehr steiles Gelände. Heuernte nur noch von Hand möglich.
	> 34	Gravitativer Prozeßbereich

Tab. 14: Hangneigungsklassen und ihre Bedeutung für die Landwirtschaft (Quelle: verändert nach Eidg. Forschungsanstalt für Betriebswirtschaft und Landtechnik, Tänikon In: EJPD - BUNDESAMT FÜR RAUMPLANUNG et al. 1980, S. 35/36).

Zusätzlich zu den Neigungsklassen für die Landwirtschaft wurde eine Klassengrenze beim geomorphologischen Schwellwert von >34° (=gravitativer Prozeßbereich) eingefügt. Die Klassen stimmen auf diese Weise auch mit den von MOSIMANN (1985) vorgeschlagenen Klassen überein.

Wölbung

Ebenso wie die Hangneigung ist auch die Wölbung als 2. Ableitung der Höhe ein zusammengesetzter Parameter, dessen vertikale Komponente die Winkeländerung des Neigungswinkels oder auch Längs-Wölbung („gradient change“/ profile convexity) und die horizontale Komponente die Expositionsänderung oder Horizontal-Wölbung („aspect change“/ plan convexity) ist (siehe EVANS 1972, S. 36, ZEVENBERGEN u. THORNE 1987, EVANS u. COX 1999, S. 15). Die dritte Komponente der transversen Wölbung wurde hier nicht verwendet.
Die Wölbung wurde in ArcInfo berechnet, weil in den beiden anderen Software-Paketen kein Algorithmus vorliegt bzw. kein zufriedenstellendes Ergebnis erzielt wurde.

C3.1.2 Sekundäre Reliefparameter

Flow Accumulation

Die Wasserakkumulation gibt Auskunft über die Größe des kontributiven Einzugsgebietes und damit über die relative Wasserverteilung im Gelände. Der Flow-Accumulation-Algorithmus in ArcInfo berechnet die Wasserverteilung, indem die gesamte Wassermenge an das Pixel mit der stärksten Neigung abgegeben wird (siehe TARBOTON et al. (1991). In jedem Pixel steht die Anzahl der Pixel, deren Wasser es aufnimmt. Die Ergebnisse aus ArcInfo™ sind unter den gegebenen Umständen, daß die Wasserverteilung der steilsten Neigung folgt, rein visuell in Ordnung. Allerdings ergibt sich daraus eine unrealistische Verteilung des Wassers in der Landschaft.

WDM und inverses WDM

Aus diesem Grund wurde zusätzlich das im DLR (Dr. G. Braun) entwickelte Water Distribution Model (WDM) verwendet. Dieses Modell basiert auf der realistischeren Annahme, daß das Wasser distributiv gewichtet nach der Hangneigung weitergeleitet wird. Die rein visuelle Interpretation ergibt eine realistische Wasserverteilung zwischen Rinnen- und Rückenstrukturen.

Zusätzlich geben Flow Accumulation und WDM Auskunft über die Entfernung von der Einzugsgebietsgrenze und damit vom Grat. Sie stellen daher auch eine Informationsquelle für die Weglänge und Intensität bestimmter geomorphologischer Prozesse dar.

Um zusätzlich zum Abstand von Kulminationslinien auch den von Tiefenlinien oder Gewässerbahnen zu parametrisieren, wurde das DHM25 invertiert, indem an jedem Pixel die lokale Höhe vom Höchstwert des Gebietes subtrahiert wurde. Auf diesem inversen DHM wurde dann erneut das WDM gerechnet. In der Nähe von Gewässerlinien ergeben sich niedrige Werte für das inverse WDM, mit Entfernung von der Tiefenlinie steigen sie an.

Feuchteindizes

Ein weiterer Parameter für den Bodenwassergehalt bzw. die Abflußkonzentration ist die Kombination des kontributiven Einzugsgebietes mit der Hangneigung zum Feuchteindex nach der Formel

$$\ln (EZG_{kontr} / \tan \text{Neigung})$$

nach BEVEN & KIRKBY (siehe BEVEN 1978, BEVEN u. KIRKBY 1979). Die Autoren definieren seine Funktion mit „to model the effects of subsurface throughflow on water accumulation and soil moisture in catchments that do not experience predominantly overland flow“. Eine Grundannahme des Parameters besteht darin, daß die topographisch bedingte Verteilung von Feuchte im Gelände wichtiger für die Bodenfeuchte ist als die Niederschlagsverteilung oder der Einfluß der Bodencharakteristika (nach BEVEN 1978). Diese Annahme konnte beispielsweise in Hangprofilstudien von BRIDGE u. JOHNSON (2000, S. 66) für Mittelgebirgsregionen Kanadas bestätigt werden. Weiteren Einsatz fand der Feuchteindex beispielsweise in BURT u. BUTCHER (1985), MOORE et al. (1991b), BROWN (1994b) sowie SCHMIDT (1996), SCHMIDT et al. (1998); DIKAU u. SCHMIDT (1999).

Mit der Hangneigung aus ArcInfo wurden sowohl die Flow Accumulation wie auch das WDM zu 2 Feuchteindizes kombiniert.

Rauhigkeit

Die Rauhigkeit der Geländeoberfläche kann als ein Maß für die Exponiertheit und damit für die Beeinflussung durch Wind und Schnee aufgefaßt werden. Es wurden nach verschiedenen Methoden Parameter aus der Umgebungsbetrachtung abgeleitet. Sie werden ebenfalls zu den sekundären Parametern gezählt, weil sie zwar direkt aus den rohen Höhendaten abgeleitet sind, jedoch z.T. über die direkten Nachbarschaftsanalyse eine 3x3-Fensters hinausgehen, wodurch sie sich von den primären Parametern als lokalen Ableitungen unterscheiden.

Als Rauhigkeitsparameter schlagen MOSIMANN (1985) und ZIMMERMANN (1996) die Quantifizierung des relativen Höhenunterschiedes zu den Nachbarflächen vor. Zunächst wurde daher die lokale Standardabweichung im 3x3-Fenster berechnet. Aufgrund einer Anregung von GOTTFRIED, die darauf beruht, daß für die Pflanzenökologie nicht nur lokale Parameter, sondern

gegebenenfalls auch größerskalige Parameter der weiteren Umgebung von Bedeutung sind (siehe auch GOTTFRIED et al. 1998, S. 210). Ähnliches empfiehlt BROWN (1994b, S. 654), wurde die Standardabweichung ebenfalls im 10x10- und im 20x20-Fenster berechnet.
Das in AML (ArcInfo Macro Language) verfaßte Programm TOPOSCALE von Niklaus Zimmermann (siehe ZIMMERMANN 1999) berechnet die multiskalige Exponiertheit in einem hierarchisch genesteten Ansatz. Zirkuläre „moving-windows" mit iterativ wachsendem Radius berechnen die Differenz zwischen der mittleren Fensterhöhe und der Höhe des Zentralpixels und schreiben sie hierarchisch, über mehrere Skalen integrierend, auf das Zentralpixel zurück. Der Pixelwert gibt die relative topographische Exponiertheit in Metern aus.

Aktivitätsindex

In Anlehnung an den Feuchteindex von BEVEN & KIRKBY (siehe oben) wurde ein neuer Index abgeleitet. Da das kontributive Einzugsgebiet nicht nur stellvertretend für die Wasserverteilung steht, sondern auch als Maß für den Einfluß gravitativer Prozesse gelten kann (vgl. GOTTFRIED et al. 1998, S. 211), indem mit der Entfernung vom Grat z.B. die Steinschlagwahrscheinlichkeit generell zunimmt, ist dieser Parameter auch ein gutes Maß für die Störungseinflüsse auf die Vegetation. Je steiler dabei die Hangneigung ist, desto eher sind Lawinen oder Steinschlag zu erwarten.
Durch eine Cosinus-Transformation der Hangneigung ergibt sich ein hohes Aktivitätspotential bei steilen Hanglagen und mit steigender Entfernung vom Grat durch

$$\mathbf{ln\ (EZG_{kontr}/\ cos\ Neigung)}.$$

Potentielle Globalstrahlung

Die potentielle Globalstrahlung als integrativer Parameter, der neben Höhe, Hangneigung und Exposition auch den Skyviewfaktor (= Anteil des Horizontes in % des Horizontes der ebenen Fläche) und die Horizontüberhöhung pro Pixel in 36 10°-Winkeln mit einbezieht, wurde mit dem bereits in Kapitel C2.3.2 vorgestellten Strahlungsmodell von SCHMIDT (2001) berechnet. Die Validierung des Modells erfolgt durch den Vergleich mit verschiedenen Stationsmessungen aus dem Lötschental, wobei sich eine sehr gute Übereinstimmung zwischen Messung und Simulation ergab. Leichte Ungenauigkeiten dürften aus der Auflösung des DHMs resultieren, die bedingt, daß der Horizont des Modells nicht genau mit dem realen übereinstimmt.
Es wurde für die vorliegende Arbeit ein 10-Tagesintegral der Globalstrahlung berechnet, vom 100. bis zum 110. julianischen Tag, was der Zeit zwischen dem 10. und 20. April entspricht. Diese Zeitspanne wurde ausgewählt, weil das räumliche Muster der unterschiedlichen relativen Strahlungsgewinne, die für die Vegetation entscheidend sind (vgl. TAPPEINER et al. 1998, S. 231), im Frühjahr/Herbst am ausgeprägtesten ist.

Normiertes Strahlungs-Feuchte-Maß (ND-RAD/WDM-I)

Um ein kombiniertes Maß für die Feuchteverteilung zusammen mit dem Strahlungsgenuß zu erhalten, wurden in Anlehnung an die Berechnung normierter Vegetationsindizes die Strahlungsvariable (Rad) mit der WDM-Variablen (WDM) in Beziehung gesetzt:

$$\mathbf{(Rad-WDM)/\ (Rad+WDM)}$$

Hohe negative Werte bedeuten in diesem Fall viel Wasser und wenig Strahlung, hohe positive Werte stehen für wenig Wasser mit viel Strahlung. Ausgeglichene Verhältnisse von Strahlung und Wasser liegen im Wertebereich um 0 vor. Es können mit Hilfe dieses Parameters somit 2 Arten von Streßsituationen für die Vegetation gegen eine gleichmäßige Versorgung mit Wasser und Strahlung abgegrenzt werden. Ein Nachteil dieses Parameters ist, daß es nicht möglich ist zu unterscheiden, ob Werte um 0 hohe Strahlung mit viel Wasser bedeuten oder geringe Strahlung mit wenig Wasser. Der erste Fall ist rein ökologisch für das Vegetationswachstum wesentlich günstiger als der zweite.

Schneeindex

Die Verteilung des Schnees in Abhängigkeit vom Relief wurde in Form des Schneeindex SPI (Snow Potential Index) nach DALY (1984) parametrisiert. Dieser Index beruht auf der hauptsächlichen Winter-Windrichtung, der Exposition, der Wölbung und der Höhe und wird unter der Annahme berechnet, daß höhenwärts ansteigend leewärtige, konkave Lagen eine größere Schneemächtigkeit aufweisen als konvexe Luvseiten. Umgesetzt auf die vorherrschende winterliche Windrichtung (W_W) aus Nordwest im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes wurde die folgende Formel verwendet (siehe für weitere Ausführung auch BROWN 1994b, S. 646):

$$\mathbf{SPI = (W_W - Exposition) * Wölbung * (Höhe - Höhe_{MIN})/Höhe_{AMPLITUDE}}$$

Das visuelle Ergebnis des SPI war extrem unrealistisch, der Schatthang war potentiell aufgrund der Luvlage fast schneefrei, der Sonnhang zum Großteil schneebedeckt. Dieser Ansatz berücksichtigt in keiner Weise den Strahlunsgeinfluß, die Schneeverlagerung durch Gravitation oder kleinräumige Windsysteme. Die regionale Windrichtung ist völlig überbetont. Der SPI wurde im weiteren Verlauf daher nicht verwendet.

Abschließend zum Kapitel C3.1 wird in der folgenden Tabelle Tab. 15 die Beziehung zwischen abgeleiteten Reliefparametern und Einflußfaktoren für die Vegetationsverteilung zusammenfassend dargestellt.

Parameter	Variable	Repräsentiert enge Kopplung mit
Höhe	dhm	Strahlung, Temperatur, Wind, Schnee, Neigung, rel. Feuchte
Hangneigung	slp	Bodenfeuchte, Wind, Schnee, Prozeßintensität und -frequenz, Strahlung, Temperatur
Cosinus-Komponente Exposition	aspcos	Nord-Süd-Gegensatz: Strahlung, Temperatur, Niederschlag(schatten), Wind, Schnee
Sinus-Komponente Exposition	aspsin	Ost-West-Gegensatz: Strahlung, Niederschlag(schatten), Wind, Schnee
Profil-, Vertikalwölbung	prcurv	Feuchte, Prozeßintensität und -frequenz, Bodenfeuchte
Plan-, Horizontalwölbung	plcurv	Schneeakkumulation, Wind-Exponiertheit, Bodenfeuchte, Strahlung
Wasser-Akkumulation	floac	Kontributives Einzugsgebiet: Bodenfeuchte, Prozeßintensität und –frequenz
Wasserverteilungsmodell	wdm	Kontributives Einzugsgebiet: Bodenfeuchte, Prozeßintensität und –frequenz
Wasserverteilungsmodell auf inversem DHM	wdminv	Nähe zu Tiefen-/Gewässerlinien, Grundwasser
Feuchteindex mit floac	find-flo	Bodenfeuchte
Feuchteinde mit wdm	find-wdm	Bodenfeuchte
3x3 Standardabweichung (Stabw) Höhe	dhmstd3	Rauhigkeit, Exponiertheit, Wasserzu- und Abfluß, Wind, Schnee; lokal
10x10 Stabw Höhe	dhmstd10	Rauhigkeit, Exponiertheit, Wasserzu- und Abfluß, Wind, Schnee; der Hangpartie
20x20 Stabw Höhe	dhmstd20	Rauhigkeit, Exponiertheit, Wasserzu- und Abfluß, Wind, Schnee; des Hangs
Exponiertheit	topo5	Rauhigkeit, Exponiertheit, Wasserzu- und Abfluß, Wind, Schnee; lokal bis Hang
Aktivitätsindex	aktind	Prozeßintensität und –frequenz, Bodenfeuchte, Wind, Schnee
Strahlung	rad	Strahlung, Temperatur
Strahlungs-Feuchte-Maß	ndradi	Strahlung/Temperatur zusammen mit Feuchte
~~Schneeindex~~	~~spi~~	~~Schnee~~

Tab. 15: Kopplung zwischen Reliefparametern und Standortfaktoren.

Diese Tabelle befindet sich zusätzlich zum Ausklappen im Anhang 7, da im Kapitel E jeweils die Kürzel der Variablen verwendet werden.

C3.2 Objektbasierte Ansätze: Reliefklassifikation

Im Zusammenhang mit der Diskussion um Standorte der Vegetation weist das Hochgebirge ein extrem kleinparzelliertes Muster auf. Obwohl das Relief als Grenzfläche ein Kontinuum mit hochkomplexer Struktur darstellt, erfolgt die rein visuelle Erfassung durch den Menschen eher in diskretisierter Form. Unser „Mental Model“ setzt sich gemeinhin aus verschiedenen Objekten zusammen, die nach gewissen Prinzipien im „leeren Raum“ verteilt sind (siehe GOODCHILD 1994, S. 616). Während die Diskretisierung der Landschaft in einzelne Objekte die Grundlage der menschlichen Perzeption und Beschreibung bilden und Begriffe wie z.B. „Berg“ oder „Tal“ in der Umgangssprache verwendet werden, ist die mathematische oder geomorphometrische Definition solcher Relief-Objekte mit erheblichen semantischen Schwierigkeiten verbunden (vgl. FRIEDRICH 1996, S. 103).

In diesem Zusammenhang ist auch die Diskussion um die topische Dimension von Bedeutung. Sie stellt als Teil der “Theorie der geographischen Dimension“ nach NEEF (in LESER 1997, S. II), die kleinste Raumeinheit dar. In diesem hierarchischen System aggregieren sich Tope zu chorischen (=regionalen), regionischen (=zonalen) und geosphärischen (=globalen) Einheiten (vgl. auch LESER

1991). Festzuhalten ist, daß sich topische Maßstäbe zwischen 1:1000 und 1: 25.000 bzw. auf Horizontaldistanzen von 1-1000m bewegen (ebenso wie die Daten der vorliegenden Arbeit). Speziell in der Diskussion um Vegetationsstandorte und deren Abgrenzung wird oft die „topische" Betrachtung angeführt, wobei das Hochgebirge im landschaftsökologischen Sinn eine Anordnung von „Topen" als kleinsten weitgehend homogenen Landschaftselementen kennzeichnet. Unabhängig vom Betrachtungsschwerpunkt mögen diese Raumeinheiten ökologisch-funktional definiert als „Biotope/Habitate" oder eher abiotisch-raumeinheitlich im Sinne von Komplexen abiotischer Faktoren mit „Geotop" bezeichnet werden. Einen ausführlichen Überblick über verschiedene Definitionen, Bedeutungen und die Historie der wissenschaftlichen Diskussion gibt WULF (2000, S.44-50).
Ungeachtet der Vielfalt vorkommender Begrifflichkeiten und Definitionen sind vielmehr die Abgrenzung und Anordnung dieser kleinsten Raumeinheiten im Hochgebirge und ihre spezifischen Eigenschaften für die Vegetationsentwicklung in der vorliegenden Arbeit von Bedeutung. Die Frage nach Relief-Raumeinheiten im Hochgebirge entspricht ebenso wie die der Vegetationsklassen dem Problem von der Notwendigkeit der Diskretisierung eines Kontinuums (siehe DIKAU 1988, S. 3).

Schon PENCK hob 1894 die Bedeutung einer systematisch-hierarchischen Reliefgliederung hervor (zitiert in FRIEDRICH 1996, S. 103), deren Entwicklungs- und Erweiterungsprozeß bis heute anhält. Eine Vielzahl von Autoren hat sich bislang der Thematik gewidmet, unter anderen seien hier AHNERT (1970), DIKAU (1988), SWANSON et al. (1988), KÖTHE u. LEHMEIER (1993), ARGIALAS (1995), DIKAU et al. (1995), KIRKBY (1995), FRIEDRICH (1996), BLASZCZYNSKI (1997), BÖHNER et al. (1997), BRABYN (1997), IRVIN et al. (1997), BROWN et al. (1998), GILES (1998), GILES u. FRANKLIN (1998), BASTIAN (2000) und YANG et al. (1999) genannt.
Nach DIKAU u. SCHMIDT (1999, S. 220) stützen sich sowohl der prozeß-orientierte als auch der historisch-genetische Ansatz der Geomorphologie auf eine geometrisch-topologische Charakterisierung des Georeliefs zur Zerlegung in kleinste Reliefeinheiten. Diese beruht auf geomorphometrischen und geomorphographischen Merkmalen. Eine Georeliefklassifikation muß darüber hinaus für hierarchische, multidimensionale Betrachtungen im Geoökosystem-Gefüge geeignet sein. Ähnlich dem syntaxonomischen System in der Vegetationskunde setzt sich daher je nach betrachteter Skala das Relief hierarchisch aus Formfacetten (Untergliederung der Hang- und Scheitelbereiche), Formelementen (Formgliederung einheitlicher Hang- oder Scheitelflächen), Formen und Formassoziationen zusammen (vgl. DIKAU und SCHMIDT (1999, S. 222) und FRIEDRICH (1996, S. 105), was dem polyhierarchischen Ansatz nach BARSCH (1969) und KUGLER (1974) entspricht.
Die heute gebräuchlisten Kriterien zur Abgrenzung der geomorphographischen Reliefeinheiten sind die Vertikal- und Horizontalkrümmung bzw. –wölbung (= Kehrwert der Krümmung) (siehe FRIEDRICH 1996, S. 104/105). Die Reliefklassifikation im Sinne von BARSCH (1969), KUGLER (1974), BARSCH u. STÄBLEIN (1978), FRIEDRICH (1996), DIKAU u. SCHMIDT (1999) berücksichtigt somit nur die Wölbungstendenzen, so daß mit ihrer Hilfe für die Vegetation nur Standorteigenschaften abgeschätzt werden können, die in Relation zur Wölbung stehen, wie z.B. Feuchte sowie Exponiertheit gegenüber Wind und Witterungseinflüssen.
Es gibt verschiedene Ansätze der Extraktion von Geländeobjekten zur Reliefklassifikation, die von BRÄNDLI (1997, S. 15 ff.) im Detail vorgestellt werden:

- Höhenkurvenbasierte Extraktionsverfahren
- TIN-basierte Extraktionsverfahren
- Gitter- und bildverarbeitungsbasierte Extraktionsverfahren
- Oberflächenmodelle

Da im vorliegenden Ansatz Rasterdaten vorliegen, wurden die gitterbasierten und bildverarbeitungsbasierten Verfahren ausgewählt. Wenn man auch in der Theorie die Diskretisierung einer kontinuierlichen Fläche beliebig weit fortsetzen und die polyhierarchische Aufsplittung zumindest theoretisch bis ins Unendliche führen kann, so erlegen doch die Nutzung von rasterbasierten GIS-Systemen und der Einsatz von Fernerkundungsdaten sowie rasterbasierten DHMs der Diskussion um Reliefeinheiten Grenzen auf. Denn die räumliche Auflösung einer Rasterzelle als eigene „Daten-Raumeinheit" legt als kleinstes Glied der Kette die untere Grenze der Raumeinheit konkret fest (siehe GOODCHILD (1994, S. 619)).

Grundsätzlich werden im folgenden 3 Ansätze gegenübergestellt: die hydrologisch basierte Pfadverfolgung bzw. Profilerkennung mit Klassifizierung der zwischen ihnen liegenden Flächen und die Methode der Gebietsvergrößerung zählen zu den gitterbasierten Verfahren. Der dritte Ansatz resultiert aus Ansätzen der Bildverarbeitung, jedoch nicht im ursprünglichen Sinne von BRÄNDLI (1997, S. 23), sondern wurde in Anlehnung an das ISODATA-Clusterverfahren für unüberwachte Klassifizierungen auf das Relief übertragen und berücksichtigt z.T. neben der Wölbungstendenz die Hangneigung als Abgrenzungskriterium. Somit ist je ein Beispiel der drei möglichen methodischen Ansätze der gitterbasierten Objekt-Extraktion vertreten, die im Hinblick auf ihre Eignung für die Ableitung von Vegetationsstandorten einander gegenüber gestellt werden.

Hydrologisch basierte Pfadverfolgung/ Profilerkennung: SARA

Das **S**ystem zur **A**utomatischen **R**elief-**A**nalyse (SARA) wurde primär für hydrologische Zwecke entwickelt. Es basiert auf den Höhendaten, der Exposition, Neigung und Vertikalwölbung. Mit Hilfe dieser Parameter werden in drei Kategorien flächenhafte Reliefeinheiten ausgewiesen, von denen in dieser Studie nur zwei verwendet wurden. Grundsätzlich erfolgt zunächst die Ermittlung von Kulminations- und Tiefenlinien, aus der Berechnung der Neigungsunstetigkeiten entlang von Profillinien werden dann Reliefeinheiten ausgewiesen. Kategorie 2 unterteilt das Relief in Konvergenz-, Divergenz- und dazwischen liegende Intermediärbereiche. Kategorie 3 gliedert das Relief in Hangfallrichtung und weist 9 Hangprofiltypen aus. Für eine ausführliche Dokumentation der verwendeten Methoden und Algorithmen sei auf KÖTHE u. LEHMEIER (1993), KÖTHE et al. (1996), KÖTHE u. LEHMEIER (1996a), KÖTHE u. LEHMEIER (1996b) sowie BÖHNER et al. (1997) verwiesen.

Methode der Gebietsvergrößerung: Formelemente-Methode nach Dikau

Mit Hilfe der Reliefparameter Neigung, Exposition und Wölbung extrahiert DIKAU (1988, S. 23) Formelemente. Diese sind als „Reliefeinheit mit einheitlicher vertikaler und horizontaler Wölbungskomponente und –stärke" definiert. Um eine Ableitung der Formelemente zu ermöglichen,

werden Schwellwerte für die Wölbungsstärke mittels Wölbungsradien eingesetzt (siehe BRÄNDLI 1997, S. 31).

In Anlehnung an diese Methode wurden 9 Formelemente für das Untersuchungsgebiet ausgewiesen. Dazu wurden lediglich die Wölbungskomponenten des 3 mal mit einem 3er-Kernel tiefpass-gefilterten DHM25 verwendet. Vergleiche mit einem 5x5 gefiltertem DHM25 ergab eine zu starke Glättung von Strukturen. Nach einer visuellen Analyse der Wölbungsstrukturen ergaben sich Schwellwerte für die in ArcInfo™ berechnete Wölbung folgendermaßen: < -0.2 = konkav, -0.2 bis 0.2 = gestreckt, > 0.2 = konvex.

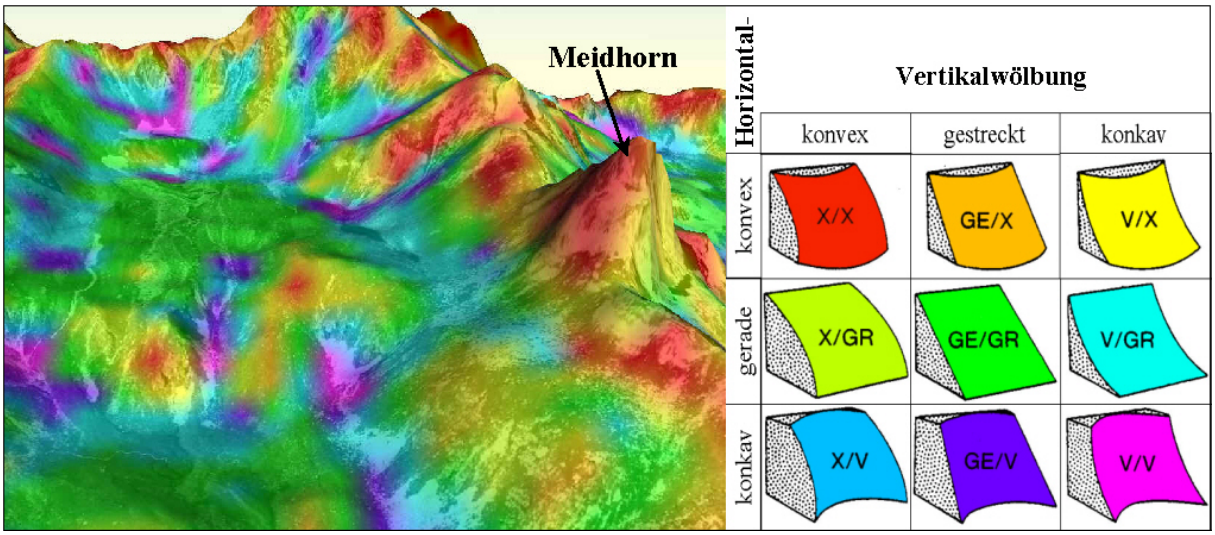


Abb. 21: Formelemente nach DIKAU (1988) im Augsttälli/Turtmanntal.

Anhand dieser Schwellwerte wurden die 9 Formelemente (siehe Abb. 21) für das Untersuchungsgebiet ausgewiesen.

Extraktionsverfahren aus der Bildverarbeitung: ISODATA-Clustering

Im Gegensatz zu den von BRÄNDLI (1997, S. 23) angeführten Bildverarbeitungsverfahren der Filterung oder Gradientenberechnung bedient sich der hier vorgestellte Ansatz der unüberwachten Klassifizierung oder Objekt-Bildung aufgrund homogener Zellattribute.

Für eine Einführung in das ISODATA-Verfahren wird auf das Kapitel C2.3.2 verwiesen. Als Abgrenzungskriterien galten wie bei den anderen Methoden die Vertikal- und Horizontalwölbung, für die Vergleichbarkeit zu der Formelemente-Methode nach DIKAU wurden 9 Zielklassen festgelegt. Da die Wölbungs-Layer eine sehr pixelige Struktur aufwiesen, wurden sie zunächst mit einem 3x3er Kernel tiefpass-gefiltert (größere Filterkernel wirkten zu stark glättend), bevor sie im Clusterverfahren verwendet wurden.

D Die Vegetation im Untersuchungsgebiet auf verschiedenen räumlichen Skalen

In den beiden folgenden Kapiteln werden die Ergebnisse der fernerkundungsgestützten Erstellung der Vegetationskarten dargestellt. Dabei erfolgt zunächst eine Beschreibung der differenzierten Klassen und ausgewiesenen Flächen. Anschließend werden die angewandten Verfahren diskutiert und bewertet und schließlich die Genauigkeiten und das Potential von satellitenbasierten Ansätzen den Luftbild- und Kartierungsansätzen gegenübergestellt.

D1 Satellitenbasierter Ansatz

D1.1 Allgemeine Beschreibung, Querprofil

Mit Hilfe der Satellitenbildklassifikation konnten 18 Klassen ausgewiesen werden, von denen allerdings nur 6 zur Verbandsebene gehören (*Epilobion fleischeri, Nardion, Caricion curvulae, Quercion pubescenti-petraeae, Junipero-Laricetum, Alnenion viridis*). Die restlichen 12 Klassen befinden sich auf Formations- bzw. Subformations-Ebene (z.B. Nadelwald oder Fettwiesen und –weiden als Untereinheit von Wald oder Rasen).

Gletscher/Schnee	Gletscher, Firn, Schnee	
Gewässer	Stehende Gewässer	
	Fließgewässer	
	Quellfluren, Quellen	
	Ufer- und Feuchtgebiete	
Alluvionen, Schutt, Fels	Alluvionen, Schutt- u. Geröll, Moränen	mit Pioniervegetation Epilobion fleischeri
	Felsen	
Wolken/ Kernschatten/unklassifiziert	Wolken, Kernschaten	
	unklassifiziert	
Siedlung/Infrastruktur	lockere Bebauung	
	geschlossene Bebauung	
Rasen, Grünland	Rasen	Wärmeliebende Trockenrasen
		Borstgrasrasen Nardion strictae
		Krummseggenrasen Caricion curvulae
		~~Schneetälchen~~
	Grünland	Fettwiese, Fettweide
Hochstaudenfluren, Waldschläge, Gebüsche, Heiden	~~Krautsäume,~~	
	~~Hochstaudenfluren, Gebüsche, Waldlichtungen~~	
		Gebüsche Alnenion viridis
	Heiden	Zwergstrauchheiden
Wald	Laubwald	~~Bruch- und Auenwälder Alnion incanae~~
		Flaumeichenwald Quercion pubescenti-petraeae
		Laubwald
	Nadelwald	~~Bergföhrenwald Deschampsio-Pinion~~
		~~Weisstannen-Fichtenwald Abieti-Piceion~~
		Heidelbeer-Fichtenwald Vaccinio-Piceion
		Lärchen-Arvenwald Larici-Pinetum cembrae
		Lärchenwald Junipero-Laricetum
	Mischwald	
Pionier-/Ruderalvegetation	~~Ruderalstandorte, Lägerfluren, Trittfluren~~	~~Rumicion alpini~~
Pflanzungen, Sonderkulturen, Äcker	Pflanzungen, Sonderkulturen	Sonderkulturen
	Äcker	Feldkulturen
		Abgeerntete Äcker

Tab. 16: Zielklassen der Trainingsgebietserhebung im Gelände.

Die resultierende Vegetationskarte ist der Arbeit beigelegt. Ihre Farbgebung ist für eine bessereVergleichbarkeit der der endgültigen Vegetationskarte weitgehend angepaßt. Allerdings wurden aufgrund des Kartenformats die Schraffuren durch Farbtöne ersetzt.

In der Tab. 16 werden die entsprechenden Zielklassen hierarchisch vorgestellt: fehlende Trennstriche zwischen den Einheiten bedeuten, daß Verbände nur als zusammengefaßte Einheit ausgewiesen werden konnten; durchgestrichene Klassen bedeuten, daß zwar Trainingsgebiete für diese Klassen aufgenommen wurden, sie jedoch nicht von ausreichender spektraler Differenziertheit waren, so daß sie nicht separat ausgewiesen werden konnten.

Stellvertretend für die Aufnahme von Artenlisten in Transekten wird in Abb. 22 anhand des Lötschentals ein typisches Querprofil gezeigt (7 angehängte Artenlisten siehe Anhang 5).

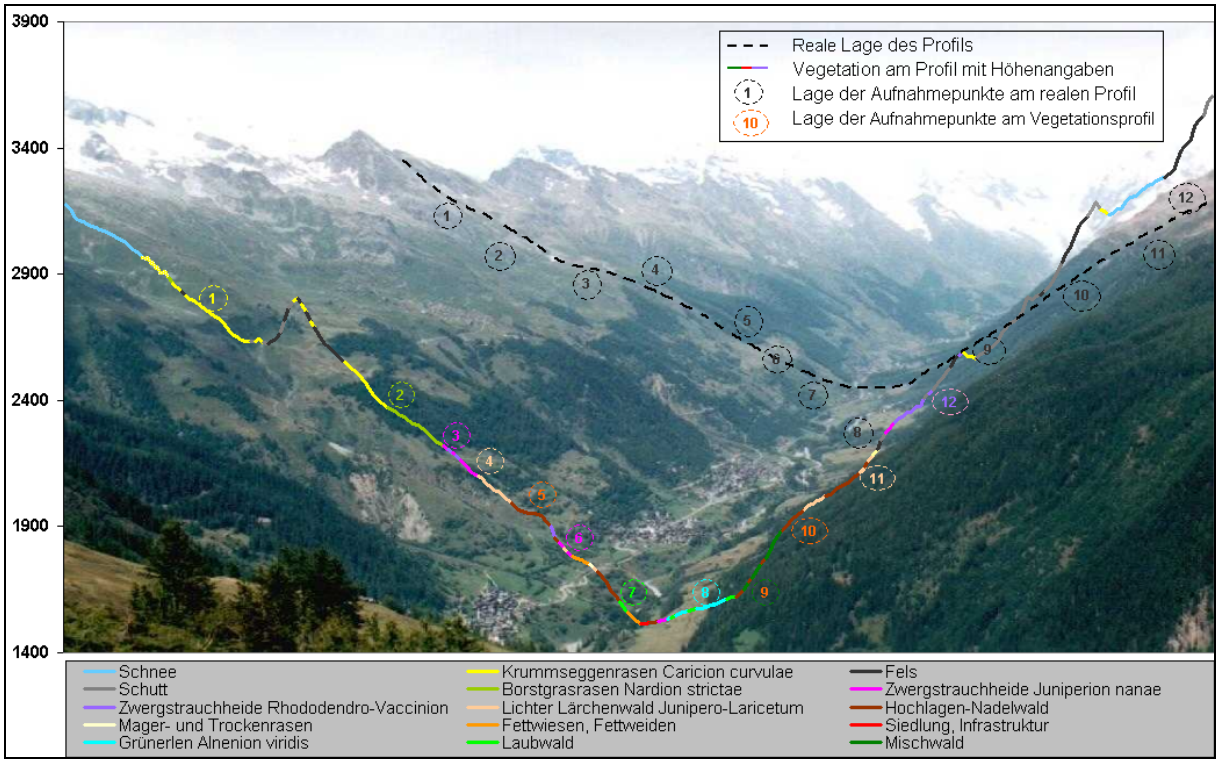


Abb. 22: Querprofil durch das Lötschental auf der Höhe von Blatten (① = Artenlisten siehe Anhang 5).

D1.2 Diskussion und Flächenbilanz

Es wurde im Verlauf der Klassifikation und schon bei der Trainingsgebietswahl deutlich, daß die radiometrische Korrektur zwar eine Verbesserung der topographisch bedingten Reflexionsunterschiede ergab, daß diese jedoch nicht ausreichend war, um die Differenzen zwischen den Hängen gänzlich zu eliminieren. Dies ist sicherlich nicht auch zuletzt dadurch bedingt, daß der Überflug-Zeitpunkt mit 9:55 Uhr bzw. 10:35 Uhr zumindest für das Lötschental mit seiner SW-NE-Achse und den höchsten Gipfeln im SE sehr ungünstig liegt. Ein großer Teil des Schatthanges liegt dann im Kern- und Teilschattenbereich und ist daher mit großen Unsicherheiten belegt, was die Klassifikationsgenauigkeit angeht.

Das Problem der Grenzziehung zwischen den einzelnen Klassen, die in einer Vielzahl von Fällen eher als Ökotone statt als harte Grenzen ausgebildet sind, wie schon in den Kapiteln B4.2 diskutiert, wird mit dem satellitenbasierten Ansatz in eine technische Lösung überführt (siehe hierzu auch MILLINGTON u. ALEXANDER 2000, S. 329). Durch spektrale Schwellwerte und die anschließende „fuzzy convolution“ wird die aufgrund der Reflexionseigenschaften wahrscheinlichste Grenzlage statistisch ermittelt und ist in diesem Sinne als objektiv zu bezeichnen, obwohl zu bedenken bleibt, daß die Signaturen auf den Geländebefunden beruhen, die Resultat einer subjektiven Betrachtung sind. Die nach der Satellitenklassifikation ausgewiesenen Flächen haben folgende Größen:

Klasse	**%**	**Fläche [ha]**
Gletscher, Schnee	7.7	2156
Wasser	1.1	315
Alluvionen mit Pioniervegetation *Epilobion fleischeri*	2.4	678
Schutt	10.8	3003
Fels	4.5	1262
Trockenrasen	0.4	122
Borstgrasrasen *Nardion strictae*	8.4	2331
Krummseggenrasen *Caricion curvulae*	20.5	5729
Fettwiesen, Fettweiden	0.3	92
Grünerlengebüsch *Alnenion viridis*	0.8	226
Zwergstrauchheiden	19.9	5540
Flaumeichenwald *Quercion pubescenti-petraeae*	0.7	198
Laubwald	1.6	456
Heidelbeer-Fichtenwald, Lärchen-Arvenwald	15.6	4338
Lichter Lärchenwald *Junipero-Laricetum*	3.2	890
Mischwald	1.5	415
Acker	0.4	103
Siedlung	0.2	30

Tab. 17: Flächenanteile der satellitenbasierten Vegetationskarte.

Diese Flächen werden im Kapitel D3 mit denen der höher aufgelösten Luftbild- und Kartierungsverfahren verglichen und die Restriktionen der satellitenbasierten Klassifikation im Untersuchungsgebiet ausführlich diskutiert.

D2 Luftbild-und kartierungsbasierter Ansatz

D2.1 Allgemeine Beschreibung

Die aufgrund der Luftbilder und der Kartierung erstellte Vegetationskarte hat eine räumliche Auflösung von 5m. Die 52 ausgewiesenen Vegetationsverbände und sonstigen Bedeckungsklassen sind in der Tabelle Tab. 18 zusammengefaßt.

Gletscher/Schnee			
Wasser	Stehende Gewässer		
	Quellfluren		Kühle kalkreiche Quellen *Cratoneurion*
	Ufer-, Feuchtgebiete	Moor/Ried	Saures Keinseggenreid *Caricion fuscae*
		Feucht- u. Naßwiesen	Spierstaudenflur *Filipendulion*
Alluvionen, Schutt, Fels	Alluvionen, Schutt	Alluvionen	mit krautiger Pioniervegetation *Epilobion fleischeri*
		Kalkschutt	Kalkschutt ohne Gefäßpflanzen
			Alpine Kalkblockflur *Thlaspion rotundifolii*
		Silikatschutt	ohne Gefäßpflanzen
			mit Gefäßpflanzen *Androsacion alpinae*
	Felsen	Kalkfelsen	ohne Gefäßpflanzen
			mit Gefäßpflanzen *Potentillion*
		Silikatfelsen	ohne Gefäßpflanzen
			mit Gefäßpflanzen *Androsacion vandelii*
Rasen, Grünland	Rasen	Wärmeliebende Trockenrasen	Inneralpine Felsensteppe *Stipo-Poion*
			Kontinentaler Halbtrockenrasen *Cirsio-Brachypodion*
			Subatlantischer Halbtrockenrasen *Mesobromion*
		Magerrasen der Hochlagen	Blaugrashalde *Seslerion*
			Polsterseggenrasen *Caricion firmae*
			Nacktriedrasen *Elynion*
			Borstgrasrasen *Nardion*
			Horstgräser in Rinnen (*Agrostietum schraderianae*)
			Buntschwingelhalden *Festucion variae*
			Krummseggenrasen *Caricion curvulae*
		Schneetälchen	Kalk-Schneetälchen *Arabidion caerulae*
			Sauerboden-Schneetälchen *Salicion herbaceae*
	Grünland	Fettwiese, -weide	der Niederungen *Arrhenatherion*
			des Gebirges *Polygono-Trisetion*
			Fettweide des Gebirges *Poion alpinae*
Krautsäume, Waldschläge, Hochstaudenfluren, Gebüsche, Heiden	Saumgesellschaften	Krautsaum	Trockenwarmer Krautsaum *Geranion sanguinei*
			Mesophiler Krautsaum *Trifolion medii*
	Waldschläge, Hochstauden	Waldlichtung	baumfrei *Epilobion angustifolii*
		Hochstaudenflur	Alpendost -Hochstaudenflur *Adenostylion*
	Gebüsche, Heiden	Gebüsche	Trocken-warm *Berberidion*
			feuchte Vorwaldgesellschaft *Sambuco -Salicion*
			trockene Vorwaldgesellschaft *Corylo-Populion*
			Weidengebüsche *Salicenion waldsteinianae*
			Grünerlengebüsche *Alnenion viridis*
		Heiden	Kontinental, *Juniperon sabinae*
			Subalpin, trocken, *Juniperon nanae*
			Arktisch-alpin, *Loiseleurio-Vaccinion*
			Subalpin, wärmeliebend, *Arctostaphyletum*
			Subalpin, *Rhododendro -Vaccinion*
Wald	Laubwald	Auenwald	Grauerlenaue *Alnion incanae*
		Andere Laubwälder	Flaumeichenwald *Quercion pubescenti-petraeae*
			Laubmischbestände
	Nadelwald	Wärmeliebender Föhrenwald	*Deschampsio-Pinion*
		Nadelwälder der Hochlagen	Weisstannen-Fichtenwald *Abieti-Piceion*
			Heidelbeer-Fichtenwald *Vaccinio-Piceion*
			Lärchen-Arvenwald *Larici-Pinetum cembrae*
			Lärchenwald *Junipero-Laricetum*
		Mischwald	*Vaccinio-Piceion* mit hohem Laubwaldanteil
Pioniervegetation oft gestörter Plätze	Ruderal- und Lägerfluren	Ruderalfluren	
		Lägerflur	*Rumicion alpini*
Pflanzungen, Äcker, Sonderkulturen		Sonderkulturen	Weinbau
		Feldkulturen, Äcker	
Siedlung/Infrastruktur	Freizeitflächen		
	Siedlung, Infrastruktur		
	Verbauungen		

Tab. 18: Hierarchischer Schlüssel der Vegetationsverbände und sonstigen Bodenbedeckungsklassen in der Vegetationskarte.

Es wurden für die Darstellung in der Karte einige verwandte Verbände zusammengefaßt, fehlende Trennstriche zwischen den jeweiligen Zeilen weisen darauf hin. Die Blaufärbung bedeutet, daß die Ausweisung der entsprechenden Klasse nicht allein auf den Luftbildern basiert, sondern durch manuelle Kartierung oder Einsatz von Zusatzdaten ermittelt wurde. Dies gilt auch für die Abgrenzung zwischen einzelnen Verbänden (z.B. wurden die Grenzen zwischen den alpinen Rasen kartiert bzw. durch die Geotektonische Karte zusammen mit einer Kartierung die basischen von den Silikat-Rasen getrennt). Blauschwarze Schrift bedeutet eine Kombination aus mehreren Methoden der Luftbildinterpretation und der halbautomatischen texturellen oder spektralen Extraktion einerseits sowie der Kartierung und Nutzung von Zusatzdaten andererseits.
Wo die Verbandsnamen eindeutig sind, nennen DELARZE et al. (1999) nur den Hauptnamen (z.B. *Nardion* anstatt *Nardion strictae*), was z.T. nicht mit den Referenzmonographien übereinstimmt. Eine kurze Beschreibung der ausgewiesenen Verbände und Verbandsgruppen ist dem Anhang 6 beigefügt. Sie dient der Charakterisierung der in den Kapiteln E1/ E2 statistisch analysierten und in Kapitel E3 modellierten Verbände. Ein Vergleich mit der satellitenbasierten Karte erfolgt im Kapitel D3, eine Diskussion der endgültigen Vegetationskarte mit zugehörigen Flächenbilanzierungen im Kapitel D4.

D2.2 Diskussion der Methodik

Spektrale Klassifikation mit Varianzansatz

Der visuelle Vergleich der Abgrenzung von spektral ermittelten Klassen mit dem Luftbild und den Kartierungsergebnissen belegt, daß eine weitgehende Extraktion der Mahdbereiche mit Hilfe dieses Ansatzes zufriedenstellend funktioniert. Fehlerquellen, die eine Nachbearbeitung nötig machen, ergeben sich aus unterschiedlichen Besonnungsverhältnissen sowie kleineren Zwergstrauchbereichen und Feuchtstellen, die fälschlicherweise mitklassifiziert wurden.
Schutt- und Felsbereiche konnten mit wenigen Fehlern mittels spektraler Abgrenzung ermittelt und mit Hilfe der PK25 nachbearbeitet werden. Für alle anderen Klassen erbrachte eine automatische spektrale Differenzierung der Luftbilder keine zufriedenstellenden Ergebnisse.

Texturbasierte Verfahren in Kombination mit Varianzansatz

Anhand der panchromatischen Luftbilder war es sehr exakt möglich, Waldbestände und Einzelbäume ab einer gewissen Größe abzugrenzen. Fehler traten durch ähnliche texturelle Eigenschaften verschiedener Objekte auf, z.B. wurden Seeufer oder Stafel von dem Verfahren als Baum kartiert (siehe Abb. 17 rechts). Dies wurde zum Anlaß genommen, auch Stafel und Häuser mit dieser Methode zu kartieren. Andererseits ist es z.T. möglich, verschiedene Baumarten zu differenzieren, allerdings nur mit den panchromatischen Luftbildern, die CIR-Bilder haben dafür einen zu kleinen Maßstab.
Insgesamt verlangt diese Methode bei hoher Genauigkeit viel Nachbearbeitung und bedingt viele halb-automatische bis manuelle Arbeitsschritte, weil durch die Parallaxe-Wirkung nur jeweils 1 zentraler Luftbildbereich in einem Verfahrensschritt bearbeitet werden kann; zudem zeigt sich bei nicht-symmetrischen Mustern eine Richtungsabhängigkeit, die die Extraktion von Objekten erschwert. Das Luftbildmosaik erwies sich als unbrauchbar wegen kaum korrigierbarer Beleuchtungsunterschiede. Die Nachteile der Parallaxe konnten durch die größere Abdeckung der CIR-Luftbilder kompensiert

werden, jedoch waren hier die Schatthanglagen aufgrund des ungünstigen Befliegungszeitpunktes kaum zu klassifizieren.
Darüber hinaus ist mit der reinen Texturmethode auf der Basis der Luftbilder dem Problem der Waldgrenz-Ziehung geschickt beizukommen, denn durch die Ausweisung voneinander unabhängiger Baumpixel kann die Ziehung einer oberen Grenzlinie vermieden werden, die sicherlich nicht der Vielzahl von Waldgrenzdefinitionen und subjektiven Betrachtungen genügen könnte.
Die mit Hilfe der reinen Varianzanalyse aus IRS-PAN-Daten differenzierten Waldflächen waren in der flächenmäßigen Ausdehnung relativ exakt, allerdings können sie in der Genauigkeit nicht mit der Texturmethode konkurrieren. Der Arbeitsaufwand dieses halb-automatischen Verfahrens ist jedoch sehr viel geringer, so daß es für erste Flächenabschätzungen von Wald und auf großen Flächen als sehr gut geeignet erscheint. Einzelbäume sind mit dieser Methode und diesen Daten nicht extrahierbar, so daß besonders im Waldgrenzökoton schlechte Ergebnisse erzielt werden. Eine Kombination von PAN- und Luftbilddaten sowie der texturbasierten Methode gekoppelt mit einer Varianzanalyse erscheint für die Waldflächen- und Baum-Extraktion am sinnvollsten für einen Kompromiß zwischen Genauigkeit und Arbeitsaufwand. Allerdings fehlt zur Zeit eine geeignete operationelle Software, die eine solche Integration von Daten und Methoden erlauben würde.

Segmentierung, Region Growing

Mit Hilfe der objektbasierten Methode in ECOGNITION konnten sehr exakte Abgrenzungen zwischen alpinen Rasen- und Zwergstrauchflächen erfolgen. Bislang ist die Methode jedoch als zu zeit- und rechenaufwendig für den operationellen Einsatz auf größeren Flächen zu beurteilen. Dazu kommt ein relativ hoher Nachbearbeitungsaufwand durch die unterschiedlichen Beleuchtungsverhältnisse der CIR-Luftbilder, die durch einen in Bezug auf das Hochgebirgsrelief günstigeren Überflugzeitpunkt sicherlich verbessert werden könnten. Die Vorteile, die sich aus der hierarchisch-objektbasierten Segmentierung einzelner Vegetationsverbände ergeben, sind jedoch vor allem für kleinere Flächenstudien im Hochgebirge nicht von der Hand zu weisen. Im Zusammenhang mit der Analyse von typischen Mustern von verbrachenden landwirtschaftlichen Flächen oder von Sukzessions- und Wiederbewaldungsprozessen liegen im Bereich dieser Methodik enorme Kapazitäten, z.B. für die Entwicklung geeigneter Hochgebirgs-Landschaftsmaße.
Das Region Growing ist relativ subjektiv in Bezug auf die von Fall zu Fall unterschiedliche Wahl der Euklidischen Distanz, liefert jedoch auch für kleinere Flächen zufriedenstellende Ergebnisse, obwohl das Verfahren extrem arbeitsaufwendig, weil manuell ist.

Kartierung

Die Kartierung aller übrigen Vegetationsverbände, die nicht mit den oben genannten Verfahren differenziert werden können, erbrachte naturgemäß eine relativ gute Genauigkeit bei einem recht hohen Zeit- und Arbeitsaufwand. Lediglich schwer zugängliche Bereiche in den Bachrinnen sind nicht durch entsprechende Aufnahmen abgesichert und wurden durch Extrapolation bzw. fernglasgestützte Gegenhangkartierung aufgenommen.
Die manuelle Grenzziehung zwsichen den einzelnen Verbänden, sofern sie sich auf punktuelle Messungen stützt und erst am Comupter extrapoliert wurde, unterliegt den bereits oben diskutierten Schwierigkeiten in Bezug auf graphische Umsetzung und mögliche Fehlerquellen. Das Problem der

Grenzziehung in Ökotonen ist mit der Luftbild-Nutzung zwar technisch aufgehoben, inhaltlich verlagert es sich jedoch nur auf eine feinere Skala. Diesen Sachverhalt schildert ARMAND (1992) (zitiert in KÖRNER 1998, S. 445), indem er anmerkt, daß „any natural boundary is in reality a transition zone which has its own two boundaries. They are, in turn, also transition zones with their own boundaries and so on endlessly. So localisation of a natural border is in principle inexact and therefore determined by convention". Die subsequente multiskalige Verfeinerung eines Grenzökotons durch Einsatz immer höher auflösender Fernerkundungsdaten führt damit schließlich zu einer für die Fragestellung geeigneten Skala der Grenzziehung, die als hinreichend genau angesehen werden kann. Im vorliegenden Fall wird die Auflösung der Luftbilder als ausreichende Genauigkeit betrachtet; z.B. erfolgt der Übergang vom *Nardion* zum *Caricion curvulae* allmählich, die Grenzlinie wurde jedoch mit Hilfe der Dominanz von Charakter- und Kennarten gezogen, diese entspricht somit der „convention" nach ARMAND.

Abschließend zu der flächendeckenden Vegetationserhebung mit Luftbildern und durch Kartierung lassen sich folgende Ergebnisse zusammenfassen:

- Angesichts der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes und des Einsatzes von Luftbildern stellt sich die Verbandsebene als überaus geeignete pflanzensoziologische Ebene/Skala dar.
- Bei guter Kenntnis der Vegetationsverhältnisse vor Ort, wie sie bei Geländekampagnen erworben wird, ist eine hochgenaue Auflösung der Vegetationsverbände durch die kontextbezogene Luftbildinterpretation und halbautomatische Klassifikationsverfahren möglich.
- Gegenüber einer reinen Kartierung der Vegetation führt die Nutzung von Fernerkundungsdaten hoher Auflösung zu einem enormen Vorteil für die flächendeckende Ableitung und Extrapolation aus punktuellen Erhebungen.
- Die Vegetationsverbände werden in den beschriebenen Verfahren aufgrund des spektralen Signals, der Textur und der Topologie ihrer Oberflächen differenziert, jedoch bleibt eine vertikale Bestandsgliederung (d.h. eine Stratifizierung im Sinne von BRAUN-BLANQUET 1964) unberücksichtigt. Beispielsweise kommen *Nardeten* oft in einem Nebeneinander und Übereinander mit Zwergsträuchern vor. Die vertikale Bestandsgliederung der Vegetationseinheiten wird jedoch exemplarisch durch die Aufnahme der Artenlisten in Baum, Strauch- und Krautschicht erfaßt.
- Die vorgestellten Verfahren sind z.T. sehr arbeits- und zeitaufwendig und ein bestimmtes Maß an Postklassifikation ist jeweils notwendig. Jedoch erfolgt mit ihnen eine weitgehend objektive Grenzziehung nach statistischen Charakteristika, die wesentliche Vorteile gegenüber einer relativ subjektiven manuellen Kartierung erbringen. Die Vielzahl der zur Verfügung stehenden Methoden macht es möglich, die Verfahren so zu kombinieren, daß bei höchstmöglicher Genauigkeit Zeit- und Arbeitsaufwand relativ gering bleiben. In jedem Fall ist der Aufwand geringer als bei einer flächendeckenden Kartierung des Gesamtgebietes.

D3 Vergleich von Satelliten- und Luftbildansatz

Wie schon im Methodenkapitel C2.4.1 und im Ergebniskapitel D1.1 angesprochen, konnten mit Hilfe der Satellitendaten nur genügend große Klassen auf Verbandsebene ausgewiesen werden. Es wurde in ähnlicher Weise in vielen anderen Studien belegt, daß bei einer Auflösung von 25m ohne expertenbasiertes Regelwerk in weiten Teilen lediglich eine strukturell-physiognomische Gliederung der Vegetation möglich ist (LEES u. RITMAN 1991, S. 823). Andererseits wurde z.B. von BOCK (1999) für ein Gebiet in Schleswig-Holstein nachgewiesen, daß unter Einsatz von multitemporalen Landsat TM-Daten eine Unterscheidung von Vegetationsklassen bei genügender Arealgröße sogar auf Assoziationsebene möglich ist.
Die Hauptursache der z. T. geringen Differenzierbarkeit der Klassen im Untersuchungsgebiet liegt in der großen Anzahl von Mischpixeln und in der extrem kleinräumigen Kammerung mancher Vegetationsverbände gerade im Hochgebirge und dort besonders oberhalb der Waldgrenze begründet.

Die durchschnittliche Klassifikationsgenauigkeit (basierend auf 100 Validierungspunkten) ergab 77% mit 11% Standardabweichung. Anhand der Tab. 19 können Klassengenauigkeiten der gesamten Klassifikation abgeschätzt werden (Spalten = die anhand der 100 Validierungspunkte belegte „Realität“; Zeilen = Klassifikationsergebnisse).

		VALIDIERUNGSPUNKTE															
		Schnee, Gletscher	Wasser	Trocken-rasen	Flaum-eichen-wald	Fett-wiese	Grün-erlen	Laub-wald	Misch-wald	Nadel-wald dicht	Nadel-wald licht	Zwerg-strauch	alpine (Borstgras-) Rasen	hochalpine/ subnivale (Krummseggen-) Rasen	Pionier-vegetation auf Schutt	Schutt	Fels
KLASSIFIKATION	Schnee, Gletscher	**96**	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Wasser	1	**77**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Trockenrasen	0	0	**63**	11	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
	Flaumeichenwald	0	0	18	**89**	0	0	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0
	Fettwiesen	0	0	0	0	**82**	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Grünerlen	0	0	0	0	3	**56**	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0
	Laubwald	0	0	0	0	2	29	**67**	4	1	7	0	0	0	0	0	0
	Mischwald	0	0	0	0	2	0	12	**79**	7	1	0	0	0	0	0	0
	Nadelwald dicht	0	0	0	0	0	0	1	11	**81**	8	0	0	0	0	0	0
	Nadelwald licht	0	0	0	0	0	7	13	3	8	**69**	1	0	0	0	0	0
	Zwergstrauch	0	0	0	0	2	8	5	1	3	12	**94**	9	9	3	0	0
	alpine (Borstgras-) Rasen	0	0	7	0	9	0	0	0	0	0	5	**77**	8	0	3	0
	hochalpine/ subnivale (Krummseggen-) Rasen	0	4	12	0	0	0	0	0	0	0	0	12	**81**	9	28	13
	Pioniervegetation auf Schutt	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	**76**	3	1
	Schutt	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	12	**61**	3
	Fels	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	**83**
	SUMME	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**

Tab. 19: Konfusionsmatrix der Klassifikation mit den Kontrollpunkten.

Die Genauigkeiten der spektral gut abzugrenzenden Klassen wie Schnee oder Fels ist am höchsten. Als gut abgrenzbare Einheit auf Verbandsebene ergibt sich der Flaumeichenwald, dessen Verbreitung mit 89% richtig klassifiziert werden kann.
Die schlechtesten Ergebnisse liefern die Trockenrasen, die Grünerlen, der Laubwald und der Schutt. Z. B. werden von den real vorkommenden Trockenrasen nur 63% als solche klassifiziert, der Rest wird, wahrscheinlich bedingt durch die grobe Pixelauflösung und die Überlappung zischen den Signaturen, als Flaumeiche oder Krummseggenrasen klassifiziert.

Allerdings ist bei der Interpretation der Werte zu bedenken, daß die %-Angaben in Bezug auf die tatsächlichen Vorkommen (repräsentiert durch die Validierungspunkte) gelten. Es sind daher nur Aussagen abzuleiten, inwieweit die real vorkommenden Einheiten auch als solche klassifiziert werden. Der Fehler 1. Art (auch Commission Error), d.h. die Überschätzung, wenn ein Pixel als Klasse A definiert wird, obwohl es real nicht zur Klasse A gehört, wird mit der normalen Fehlermatrix nur bedingt erfaßt. Beispielsweise sind die Zwergsträucher in der Klassifikation flächenmäßig extrem überrepräsentiert, wie im Vergleich mit der luftbildbasierten Vegetationskarte festzustellen ist. Die real vorkommenden Zwergstrauchflächen werden dadurch zwar zu 94% richtig lokalisiert, allerdings kann man aus der zeilenweisen Verteilung erkennen, daß die als Zwergsträucher klassifizierten Pixel in Konfusion mit Fettwiesen, Grünerlen, Laubwald, Mischwald und vor allem mit lichtem Nadelwald geraten. Auf diese Weise werden die Genauigkeit und die Schwächen der Klassifikation deutlich. Es ist in diesem Zusammenhang auch anzuraten, die Fehlermatrix zusammen mit der graphischen Darstellung der satelliten- und der luftbildbasierten Vegetationskarte visuell zu vergleichen, da die 100 Validierungspunkte nur eine ungefähre Vorstellung der realen Situation geben können.
Mögliche zusätzliche Probleme treten durch die Tatsache auf, daß eine solche Fehlermatrix beim Berechnen der Fehlerwahrscheinlichkeit auf der Annahme beruht, daß die Fehler im Bild gleichverteilt sind. Es ist jedoch wahrscheinlich, daß Fehler eine Tendenz zur Clusterung haben, d.h. eine sogenannte Nicht-Stationarität aufweisen (vgl. GOODCHILD 1994, S. 621, CAMPBELL 1981 u. CONGALTON 1988).
Neben der prozentualen Einschätzung der Klassifikationsgenauigkeit aufgrund der Validierungspunkte zeigt die Tab. 20 die Flächen der ausgewiesenen Klassen im Vergleich zu den Flächen, die aus Luftbildinterpretation und Kartierung resultieren.

Klasse	**Fläche [ha]**	**Fläche real [ha]**
Schnee, Eis	2156	3245
Wasser	315	58
Alluvionen mit Pioniervegetation *Epilobion fleischeri*	678	250
Schutt	3003	4864
Fels	1262	3879
Trockenrasen	122	393
Borstgrasrasen *Nardion*	2331	2862
Krummseggenrasen *Caricion curvulae*	5729	1241
Fettwiesen, Fettweiden	92	1210
Grünerlengebüsch *Alnenion viridis*	226	298
Zwergstrauchheiden	5540	1745
Flaumeichenwald *Quercion pubescenti-petraeae*	198	253
Laubwald	456	515
Heidelbeer-Fichtenwald, Lärchen-Arvenwald	4338	3708
Lichter Lärchenwald *Junipero-Laricetum*	890	927
Mischwald	415	552
Acker	103	173
Siedlung	30	210

Tab. 20: Flächenstatistik aufgrund der Satellitenklassifikation und Vergleich mit realen Flächengrößen aus der luftbild- und kartierungsbasierten Vegetationskarte.

Flächenmäßig weitgehend unterschätzt werden durch die Satellitendaten-Klassifkation die Siedlungsflächen, die bei einer räumlich höheren Auflösung der Luftbilder auch kleinere Siedlungsbereiche und Einzelbauten erfassen. Die gleiche Ursache zu kleiner Areale führt zu einer

Unterrepräsentanz von Trockenrasen und Fettwiesen. Bei den Fettwiesen kommt eine Konfusion mit den Magerrasen der Hochlagen als Fehlerquelle hinzu. Während Schnee, Schutt- und Felsbereiche durch die Satellitenklassifikation mit 44%, 49% und 68% z.T. extrem unterschätzt sind, werden die Alluvionen als Unterklasse des Schutts überschätzt. Der Grund hierfür liegt in der gerade für geringe Deckungsgrade schlechten 25m-Auflösung. Im Vergleich zu der Konfusionsmatrix ist vor allem auf die Schneeflächen hinzuweisen. Während dort das Mittel über die Validierungspunkte eine Genauigkeit von 97% ergibt, wird jedoch die Gesamtfläche um ca. 1/3 unterschätzt. Dies ist besonders auf die Auswahl der Validierungspunkte zurückzuführen. Da ein Großteil des Schnees in den Hochlagen des Schatthangs liegt, wo jedoch aufgrund der Unzugänglichkeit kaum Validierungspunkte erhoben wurden, wurden diese Flächenanteile ungenügend klassifiziert, obwohl die Schnee-Validierungspunkte zu fast 100% richtig klassifiziert wurden.
Leicht unterschätzt, jedoch in der Größenordnung richtig, erscheinen die lichten Lärchenwälder, Laubwälder, der Mischwald, die Grünerlen, Flaumeichenwälder und die Borstgrasrasen. Massiv überschätzt werden die Zwergsträucher und die Krummseggenrasen um bis zu 400%!. Die Ursache liegt in der spektralen Ähnlichkeit zu Wald im Falle der Zwergsträucher, zumal sie im Bereich des Waldgrenzökotons oft mit Krüppelwuchs durchsetzt sind, und zu unbewachsenen Flächen im Falle des Krummseggenrasens, weil dieser aufgrund geringer Deckungsgrade generell einen hohen Anteil des Bodensignals durchläßt.
Wie bereits von vielen Autoren gefordert, wäre eine standardisierte und operationelle Methode für die Beurteilung von Fehlern, die über pauschale Fehlermatrizen hinausgeht und eine räumlich spezifische Beurteilung der Genauigkeit zuläßt vor allem für satelliten-fernerkundlich abgeleitete Vegetationskarten zu wünschen. Für eine weitergehende Diskussion dieser Problematik siehe z.B. CONGALTON (1988), CRESSIE (1993), GOODCHILD (1994), HORSSEN et al. (1999), GREEN u. HARTLEY (2000).

Zu den Zahlen der Flächenbilanz ist anzumerken, daß sie auf Basis der Satellitendaten erfolgte, deren Aufnahmezeitpunkte vor den katastrophalen Lawinenereignissen des Februar 1999 lagen. Aus diesem Grund repräsentieren die Wald- (aber auch die Vergleichsflächen der Luftbilder) den Zustand vor den Lawinen. Durch sie wurden im Untersuchungsraum ca. 200 ha Wald teilweise oder ganz zerstört. Da andere Vegetationsklassen zwar beeinträchtigt, jedoch nicht vernichtet wurden, betrifft dies weitgehend nur den Wald. Auf die Problematik der dynamischen Entwicklung der Bodenbedeckung im Hochgebirge im Zusammenhang mit der Erstellung von Vegetationskarten wird im Kapitel D5 eingegangen.

Es zeigt sich, daß vor allem die Waldflächen durch die Satellitenklassifikation hervorragend abzugrenzen sind, einen Ausschnitt aus der Überlagerung der beiden Karten im Waldbereich zeigt die Abb. 23.

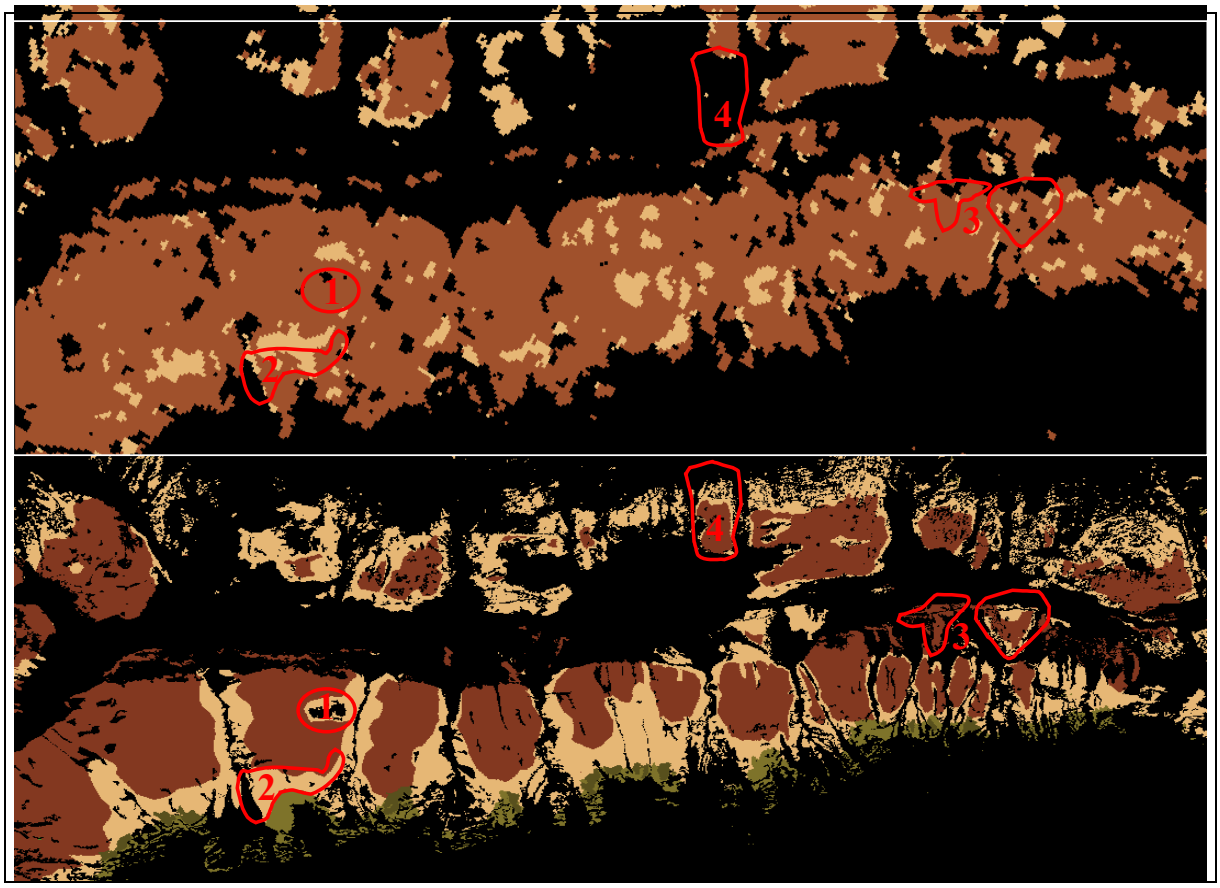


Abb. 23: Vergleich der Waldflächen aus satelliten- (oben) und luftbildbasiertem Ansatz (unten) am Beispiel des Lötschentals.

Insgesamt werden die realen Waldflächen trotz Beleuchtungsunterschieden auf den entgegengesetzten Hängen durch die Satellitenbildklassifikation zu 87%! als solche klassifiziert. Obwohl auf der Schattseite (d.h. jeweils unten im Bild) aufgrund der geringen Reflexion lichte Waldbereiche nur als solche erkannt werden, wenn sie auf den Verflachungsbereichen liegen (wie die rot markierten Bereiche 1 und 2), zeigt die Abb. 23, daß die Verteilung von Wald verschiedener Deckungsgrade auf ausreichend besonnten Hängen durch die Satellitendaten sehr real wiedergegeben wird. Generell sind hier neben der Verteilung von dichten und lichten Beständen auch die Konturen der Waldflächen sehr genau herauspräpariert, wie in der Fläche 4 und der rechts angrenzenden Fläche oberhalb von Blatten zu sehen ist. Auch die Waldbedeckung der Schwemmfächer entlang des Talbodens (3) wird korrekt erfaßt, obwohl sie z.T. mit Grünerlen durchsetzt ist.

Abschließend kann festgehalten werden, daß es mit Hilfe von Satellitendaten einerseits sehr gut möglich ist, eine physiognomisch-strukturelle Klassifikation durchzuführen und relativ großflächige Klassen im Bereich von Sub-Formationen auszuweisen. Andererseits können bei genügender Arealgröße Vegetationsklassen, die floristisch gesehen z.T. bis auf Verbands-Niveau herunterreichen, wie das *Quercion pubescenti-petreae/Deschapmsio-Pinion,* mit Hilfe der Satellitendaten in ihrer räumlichen Verteilung mit genügender Genauigkeit erfaßt werden. Besonders für Fragestellungen im Zusammenhang mit dem Wald, der einen Großteil der Fläche im Untersuchungsgebiet und generell in den Alpen ausmacht, ist ein satellitenbasierter Ansatz im Hinblick auf die ökologische Analyse von Habitaten und Standortfaktoren sinnvoll einzusetzen. Obwohl die satellitenbasierte Klassifikation nicht in der Lage ist, die Nadelwaldbestände floristisch zu unterscheiden, ist es doch mit relativ wenig

Aufwand möglich, eine genaue Waldmaske zu erstellen, die auch die lichten Waldbestände bis zu einem gewissen Deckungsgrad einbezieht. Räumlich höher auflösende multispektrale Satellitensensoren werden in diesem Zusammenhang zukünftig zu einer Erhöhung der Lagegenauigkeit und Identifizierung von Waldflächen geringer Dichte beitragen.
Darüber hinaus können die Ergebnisse der satellitenbasierten Klassifikation für die Vor-Stratifizierung des Geländes, die Extraktion von spektralen Eigenschaften bestimmter Verbände, die Ableitung von Vegetationsindizes und schließlich als großflächige spektrale Zusatzinformation bei der luftbildgestützten Erhebung eingesetzt werden.

D4 Die Vegetationskarte

Die endgültige Vegetationskarte beruht auf den Ergebnissen der luftbildbasierten Klassifikation und der manuellen Kartierung mit Hilfe der Orthophotos. Sie gibt mit einem pflanzensoziologisch hohen Detaillierungsgrad Auskunft über die Bodenbedeckung bei einer räumlichen Auflösung von 5m. Sie weist insgesamt 52 Klassen aus: 45 pflanzensoziologisch definierte Verbände bzw. in Einzelfällen auch Unterverbände (*Alnenion viridis*) und Assoziationen (*Agrostietum schraderianae, Arctostaphyletum, Junipero-Laricetum*) sowie 7 nicht pflanzensoziologisch definierte Bodenbedeckungsklassen.
Die Verbandskarte sowie eine Karte der Vegetationsformationen sind der Arbeit in je 2 Teilen (Lötschen- und Turtmanntal) im Maßstab 1:25.000 beigelegt. Entsprechende digitale Versionen der Karten im pdf-Format finden sich auf der beiliegenden CD-ROM.
Während die Verbandskarte auf den Fernerkundungsdaten beruht und den Stand von vor dem Lawinenwinter repräsentiert, enthält die Formationskarte zusätzlich 4 verschiedene Schadenskategorien der Lawinenereignisse des Winters 1999. Die Informationen zu diesen Lawinenschäden stammen aus den jeweiligen Forstbetrieben der Täler.
Eine Beschreibung der 52 Verbandsklassen sowie ihrer Standorte in qualitativer Hinsicht findet sich im Anhang 6.
Die genaue floristische Beschreibung der Vegetationsverbände mit entsprechenden Kenn- und Charakterarten ist in DELARZE et al. (1999) bzw. in den entsprechenden pflanzensoziologischen Referenzmonographien nachzulesen (siehe HEGG et al. 1993, ELLENBERG 1996, OBERDORFER 1994, MUCINA et al. 1993c, (ELLENBERG u. KLÖTZLI 1972 und STEIGER 1995).

Die 52 Klassen sind den 9 Lebensraumbereichen bzw. Formationen Gletscher und Gewässer (hell- und dunkelblau), Ufer und Feuchtgebiete (mittelblau), Schutt, Fels und Moränen (grau), Wiesen (hellgelb bis hellgrün), Hochstaudenfluren und Gebüsche (braun sowie separat ausgewiesene Zwergstrauchheiden rosa), Wälder (mittel- bis dunkelgrün), Pioniervegetation oft gestörter Plätze (magenta), Pflanzungen, Äcker und Kulturen (beige) sowie Bauten und Anlagen (rot) mit den entsprechenden Grundfarben zuzuordnen. Die Differenzierung innerhalb der Lebensraumbereiche erfolgt mit Hilfe von Farbtonvariationen und/oder Schraffuren. Dabei sind alle Einheiten auf Kalk mit diagonal (von links oben nach rechts unten) gestrichelter Blauschraffur gekennzeichnet. Aus Gründen der Darstellbarkeit wurden die Saumgesellschaften des *Trifolion medii* und *Geranion sanguinei* jeweils den Wäldern oder Gebüschen, an denen sie kartiert wurden, angegliedert, da ihre räumliche Ausdehnung zu gering war, um sie als eigene Klasse auszuweisen.
Innerhalb der Waldverbände wurden in der Karte 2 Dichteklassen (> 60% und < 60% Kronenschluß) ausgewiesen. Diese resultieren aus der Festlegung des Schweizer Bundesamtes für Landestopographie und wurden in Überlagerung mit einer Dichte-Maske aufgrund der PK25 erstellt: die lichten Flächen zeichnen sich durch eine weiße Punkt-schraffur auf der Grundfarbe bzw. weniger dichte Linienschraffuren aus.

Eine Flächenbilanz der Verbände für das Gesamtgebiet sowie separat für die 3 Täler ist der Tab. 21 sowie in aggregierten Klassen der Abb. 24 zu entnehmen. Die %-Werte in der Tab. 21 repräsentieren in der 2. Spalte den Anteil an der Gesamtfläche bzw. in den darauf folgenden Spalten die Flächenanteile an den einzelnen Tälern.

Nr.	Klasse	Fläche [ha]	Fläche [%]	Fläche Lö-tal [ha]	Fläche Lö-tal [%]	Fläche Rhô-tal [ha]	Fläche Rhô-tal [%]	Fläche Tu-tal [ha]	Fläche Tu-tal [%]
1	Gletscher/Schnee	3245	11.6	1716	13.7	0	0.0	1529	15.5
2	Stehende Gewässer	58	0.2	13	0.1	22	0.4	23	0.2
3	Quellfluren, Ufer-, Feuchtgebiete *Caricion fuscae, Cratoneurion, Filipendulion*	24	0.1	10	0.1	4	0.1	10	0.1
4	Alluvionen mit krautiger Pioniervegetation *Epilobion fleischeri*	189	0.7	129	1.0	1	0.0	59	0.6
5	Kalkschutt ohne Gefäßpflanzen und Kalkschuttflur *Thlaspion rotundifolii*	198	0.7	72	0.6	0	0.0	126	1.3
6	Silikatschutt ohne Gefäßpflanzen und Silikatschuttflur *Androsacion alpinae*	4666	16.7	1856	14.8	121	2.2	2689	27.3
7	Kalkfelsen ohne Gefäßpflanzen und Kalkfelsflur *Potentillion*	149	0.5	82	0.7	0	0.0	67	0.7
8	Silikatfelsen ohne Gefäßpflanzen und Silikatfelsflur *Androsacion vandelii*	3730	13.4	2710	21.6	204	3.7	816	8.3
9	Trockenrasen *Stipo-Poion, Cirsio-Brachypodion, Mesobromion*	91	0.3	0	0.0	91	1.6	0	0.0
10	Blaugrashalde *Seslerion*	56	0.2	38	0.3	0	0.0	18	0.2
11	Polsterseggenrasen *Caricion firmae*	96	0.3	65	0.5	0	0.0	30	0.3
12	Borstgrasrasen *Nardion*	2862	10.3	1122	9.0	342	6.2	1397	14.2
13	Rinnen-Horstgräser (*Agrostietum schraderianae*)	322	1.2	101	0.8	170	3.1	51	0.5
14	Buntschwingelhalden *Festucion variae*	301	1.1	86	0.7	177	3.2	38	0.4
15	Krummseggenrasen *Caricion curvulae, Elynion*	1242	4.5	298	2.4	64	1.2	880	8.9
16	Kalk-Schneetälchen *Arabidion coerulae*	34	0.1	27	0.2	0	0.0	7	0.1
17	Sauerboden-Schneetälchen *Salicion herbaceae*	193	0.7	21	0.2	3	0.1	169	1.7
18	Fettwiese der Niederungen *Arrhenatherion*	247	0.9	0	0.0	247	4.5	0	0.0
19	Fettwiese des Gebirges *Polygono-Trisetion*	974	3.5	574	4.6	400	7.2	0	0.0
20	Fettweide des Gebirges *Poion alpinae*	236	0.8	173	1.4	36	0.7	26	0.3
21	Waldlichtungen *Epilobion angustifolii*	117	0.4	55	0.4	16	0.3	46	0.5
22	Hochstaudenfluren *Adenostylion alliariae*	12	0.0	7	0.1	1	0.0	3	0.0
23	Gebüschreiche Vorwaldgesellschaften in schattigen Lagen *Sambuco-Salicion*	92	0.3	65	0.5	9	0.2	18	0.2
24	Gebüschreiche Vorwaldgesellschaften in sonnigen Lagen *Corylo-Populion*	98	0.4	68	0.5	23	0.4	8	0.1
25	Weidengebüsche *Salicenion waldsteinianae/ Salicetum helveticae*	61	0.2	29	0.2	0	0.0	32	0.3
26	Grünerlengebüsche *Alnenion viridis*	268	1.0	203	1.6	18	0.3	48	0.5
27	Grünerlengebüsche *Alnenion viridis* mit hohem Anteil von *Betula pendula*	31	0.1	6	0.0	25	0.5	0	0.0
28	Kontinentale Zwergstrauchheide *Juniperon sabinae*	30	0.1	0	0.0	30	0.5	0	0.0
29	Subalpine, trockene Zwergstrauchheide *Juniperon nana, Loiseleurio-Vaccinion*	1063	3.8	642	5.1	101	1.8	320	3.2
30	Subalpine,wärmeliebende Zwergstrauchheide *Arctostaphyletum*	27	0.1	15	0.1	9	0.2	3	0.0
31	Subalpine Zwergstrauchheide *Rhododendro-Vaccinion*	654	2.3	390	3.1	21	0.4	243	2.5
32	Grauerlenaue *Alnion incanae*	121	0.4	30	0.2	67	1.2	24	0.2
33	Flaumeichenwald, Föhrenwald *Quercion pubescenti-petraea, Deschampsio-Pinion* licht	125	0.4	0	0.0	125	2.3	0	0.0
34	Flaumeichenwald, Föhrenwald *Quercion pubescenti-petraea, Deschampsio-Pinion* dicht	128	0.5	0	0.0	128	2.3	0	0.0
35	Laubmischbestände licht	298	1.1	85	0.7	213	3.9	0	0.0
36	Laubmischbestände dicht	217	0.8	31	0.2	185	3.4	0	0.0
37	Weisstannen-Fichtenwald *Abieti-Piceion* licht	0	0.0	0	0.0	0	0.0	0	0.0
38	Weisstannen-Fichtenwald *Abieti-Piceion* dicht	39	0.1	0	0.0	39	0.7	0	0.0
39	Heidelbeer-Fichtenwald *Vaccinio-Piceion* licht	422	1.5	182	1.5	206	3.7	34	0.3
40	Heidelbeer-Fichtenwald *Vaccinio-Piceion* dicht	1946	7.0	750	6.0	1053	19.1	142	1.4
41	Lärchen-Arvenwald *Larici-Pinetum cembrae* licht	409	1.5	73	0.6	51	0.9	284	2.9
42	Lärchen-Arvenwald *Larici-Pinetum cembrae* dicht	891	3.2	18	0.1	191	3.5	682	6.9
43	Lärchenwald *Junipero-Laricetum* licht	521	1.9	415	3.3	106	1.9	0	0.0
44	Lärchenwald *Junipero-Laricetum* dicht	407	1.5	288	2.3	119	2.2	0	0.0
45	*Vaccinio-Piceion* mit hohem Laubwaldanteil licht	47	0.2	0	0.0	47	0.9	0	0.0
46	*Vaccinio-Piceion* mit hohem Laubwaldanteil dicht	504	1.8	0	0.0	504	9.1	0	0.0
47	Lägerflur *Rumicion alpini*	44	0.2	18	0.1	12	0.2	13	0.1
48	Weinbau	19	0.1	0	0.0	19	0.3	0	0.0
49	Acker	173	0.6	0	0.0	173	3.1	0	0.0
50	Freizeitflächen	11	0.0	4	0.0	7	0.1	0	0.0
51	Siedlung/Infrastruktur	187	0.7	43	0.3	140	2.5	4	0.0
52	Verbauungen	12	0.0	7	0.1	0	0.0	5	0.0
	SUMME	27886	100.0	12518	100.0	5522	100.0	9845	100.0

Tab. 21: Flächenbilanz der 52 Vegetationsverbände und sonstigen Bedeckungsklassen der Vegetationskarte (Angaben für Wald entsprechen den Flächen vor dem Lawinenwinter 1999).

Das Lötschental wurde entlang einer W-E-Linie unterhalb von Goppenstein (bei Hochwert-Koordinate 134 500) vom Rhônetal getrennt, das Turtmanntal beginnt südlich des Sänntumgrabens beim Hochwert 123 500. Diese Festlegung weist jeweils die Trogschulterbereiche des Rhônegletschers und damit den unteren Teil der beiden Steiltäler dem Rhônetal zu.

Insgesamt sind 45% des Untersuchungsgebietes schneebedeckt oder unproduktive Fläche bzw. nur durch marginale Fels- und Schutt- Pioniervegetation bedeckt, wobei der Anteil in Lötschen- und Turtmanntal mit 52% bzw. 53% extrem hoch liegt.

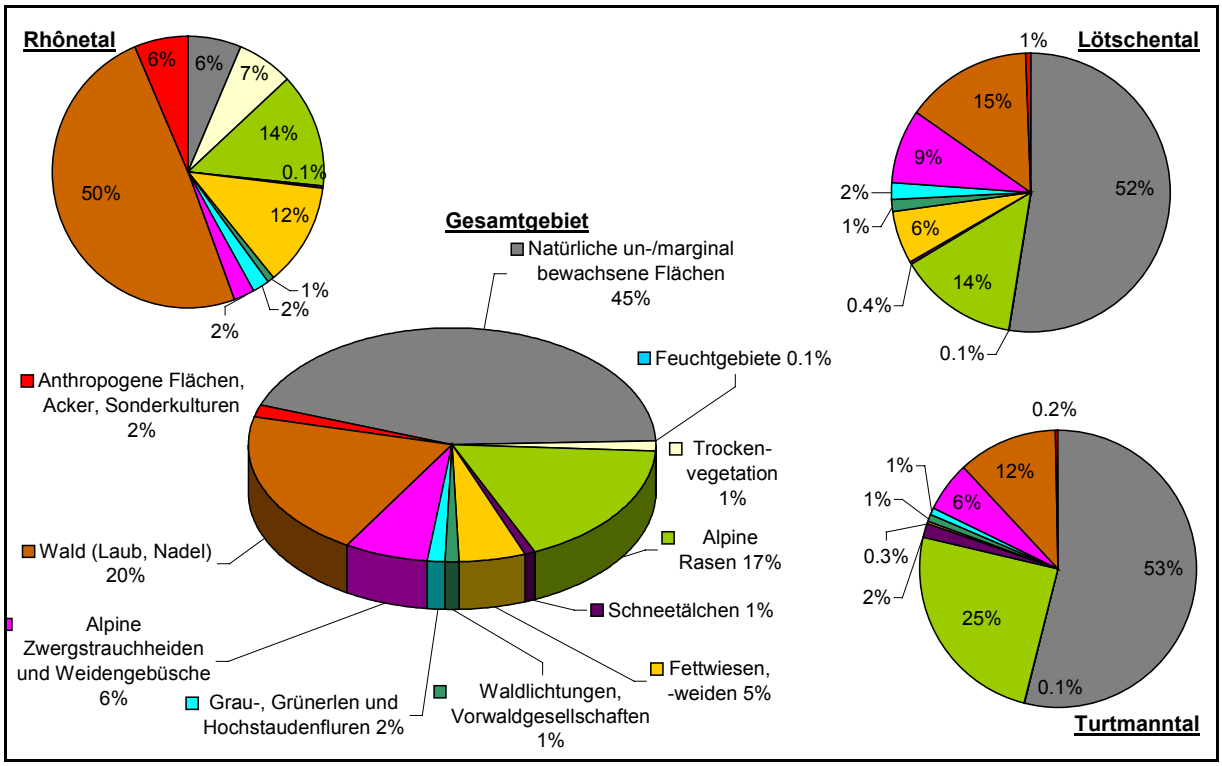


Abb. 24: Flächenbilanz der aggregierten Klassen nach der Gesamtfläche und den 3 Einzeltälern.

Die Flächen des alpinen Rasens sind gegenüber dem Gesamtgebiet (17%) und dem Lötschen- und Rhônetal mit je 14% im Turtmanntal extrem hoch mit 25%. Dies ist einerseits ein Indikator für die zunehmende Höhe des Untersuchungsgebietes nach Süden und damit einem erhöhten Raumpotential für alpine Rasen, jedoch auch für einen steigenden Kontinentalitätsgrad zum Turtmanntal mit höheren Sommertemperaturen, aufgrund derer die Rasen hier weiter emporsteigen können (siehe hierzu auch Obergrenzen der alpinen Rasen in Kapitel E1.2). Die unterschiedliche Geomorphologie bzw. die Verflachung in den hochgelegenen Seitentällis des Turtmanntals lassen den Anteil der Schneebodenverbände auf 2% gegenüber 0.4% im Lötschen- und 0.1% im Rhônetal ansteigen, wo ebene Flächen auf einer entsprechenden Höhe völlig fehlen. In Bezug auf die geomorphologischen Prozesse, für deren Wirkungsbereich die Flächen mit flexiblen Grünerlenbestände stehen, zeigt sich, daß der Anteil im Lötschental mit 2% mehr als dreimal so groß wie der des Turtmanntals mit 0.8% ist. In der Tat zerstören in der Regel die Lawinenereignisse im Lötschental mehr Waldflächen als im Turtmanntal, was auch durch die verringerte Reliefenergie durch die verflachten Seitentällis im Turtmanntal verursacht wird.

Die Bilanzierung der Waldfläche (Laub-, Nadel- und Mischwald, Klassen 32-46) ergibt für das Gesamtgebiet eine Fläche von 5900 ha (=20%), für das Lötschental sind es 15% (=1840 ha), für das Rhônetal 50%! (= 2970 ha; verursacht durch die Grenzziehung und durch die flächig bewaldeten Steiltäler und Hangpartien und geringer Flächenanteile oberhalb der Waldgrenze) und für das Turtmanntal 12% (=1143 ha). Allerdings sind dies die Zahlen aus der Luftbildinterpretation. Durch die Lawinen vom Februar 1999 wurden ca. 200 ha Wald ganz oder teilweise zerstört, davon entfallen ca. 170 ha auf das Lötschental, so daß hier der Wald nur noch 13.3% der Fläche ausmacht. Laut LEIBUNDGUT (1938, S. 12) könnte das Lötschental jedoch zu 30% bewaldet sein, aktuelle Vergleichswerte für die Gesamtschweiz liegen bei 30%, für die Zentralalpen bei 23% (BRZEZIECKI

et al. 1993, S. 500). Die Untersuchungen von LEIBUNDGUT (1938) ergaben für Mitte der 30er Jahre 7.2% Wald für das Lötschen-Wohntal, allerdings ist dessen genaue Abgrenzung nicht bekannt, so daß sein Wert von 7.2% nur bedingt mit dem von 13.3% verglichen werden kann. Es läßt sich jedoch belegen, daß in den letzten Jahrzehnten eine Zunahme der Waldfläche im Lötschental zu verzeichnen ist, wie es durch einen multitemporalen Luftbild- und Kartenvergleich bestätigt werden kann (vgl. Abb. 33); siehe dazu auch HAUFF (2001). Auch die Flächen der Arealstatistik belegen eine Flächenzunahme, 1985 betrug die statistisch per Stichproben ermittelte Waldfläche 12.6%, in der Erhebung von 1992/1997 waren es 13.1%. Die Berechnung der Sonnhang –Schatthang – Waldverteilung von LEIBUNDGUT (1938, S. 78) kann durch die heutigen Befunde bestätigt werden, es befinden sich 55% der Waldfläche auf dem Schatt- und 45% auf dem Sonnhang des Lötschentals.
Der Laubwaldanteil liegt naturgemäß im kollinen bis montanen Rhônetal mit 7.2% am höchsten, auf das Lötschental entfallen 0.92%. Das Turtmann-Wohntal hat keine nennenswerten Laubbaumbestände. Während sich die Steppen- und Trockenvegetation mit 1.3% der Gesamtfläche fast vollständig auf das Rhônetal konzentriert, ist der Anteil der alpinen Zwergsträucher im Lötschental mit 9% der gesamten Talfläche am größten. Dies ist nicht zuletzt auch auf einen hohen Vergandungsgrad ehemals bewirtschafteter Alpweiden zurückzuführen sowie auf ein breites Waldgrenzökoton im Zusammenhang mit dem durch Herabsenken der natürlichen Waldgrenze auf dem Sonnhang gestiegenen Flächenanteil der Zwergsträucher als natürlichem Unterwuchs der Wälder. Im Turtmanntal liegt der Zwergstrauchanteil bei 6% und damit niedriger als im Lötschental. Obwohl das Turtmanntal nicht ganzjährig bewohnt und nur im Sommer während 2 Monaten beweidet wird, reichen jedoch scheinbar die kurzen Zeiten mit relativ hohen Bestockungszahlen von ca. 50 Kühen pro Alp aus, um den Zwergstrauchbestand gegenüber dem der alpinen Rasen gering zu halten. Allerdings ist hier zu bedenken, daß die alpinen Rasen auch unterhalb des Waldes im Talgrund des Turtmanntals aufgrund von extensiver Frühjahrs- und Herbstweide vorkommen, so daß ihre Flächenanteile größer sind als die der Zwergsträucher.
Die stark anthropogen geprägten Vegetationsverbände und Bedeckungsklassen (d.h. Grünland, Läger, Sonderkulturen, Äcker und Siedlung/Infrastruktur/Freizeit) nehmen zusammen 7% des gesamten Untersuchungsgebietes ein, wobei der Flächenanteil im Lötschental genauso hoch liegt. Das Rhônetal weist mit seinen großen Siedlungen, Acker- und Grünlandflächen sowie den Fettwiesen- und –weiden auf den Trogschultern 18% auf, der Anteil des Turtmann- Wohntals liegt bei nur 0.5%. Gerade die letztgenannten Zahlen belegen anschaulich die unterschiedlichen Intensitäten zwischen den 3 Tälern in Bezug auf Siedlungs- und landwirtschaftliche Nutzung. Die trockenen Vorwaldgesellschaften des *Corylo-Populion* als Indikator einer sekundären Sukzession durch Vergandung nach landwirtschaftlicher Extensivierung oder Brachlegung nehmen im Lötschental mit 0.5% bei 6% Fettwiesen und –weidenanteil gegenüber 0.08% im Turtmanntal eine relativ große Fläche ein. Aus der Tatsache, daß diese Bestände eine relativ kurze Lebensdauer haben, bevor sie in Jungwaldstadien übergehen, läßt sich zur Zeit eine hohe Dynamik für das Lötschental herleiten, die auch durch den hohen Anteil weiterer Indikatoren sekundärer Sukzession wie den Vorwaldgesellschaften des *Sambuco-Salicion* auf den Schwemmfächern bestätigt wird. Der Aspekt der Dynamik wird im Kapitel D5 näher erläutert.

Die hier aufgeführte Gesamtflächenbilanz wird im Kapitel E1.2.1 durch eine höhenabhängige Betrachtung der Flächenanteile erweitert, die zusätzliche Einblicke in die Standortbedingungen der einzelnen Vegetationsverbände liefert.

Darüber hinaus ist aus der Vegetationskarte ein hoher Fragmentierungsgrad der einzelnen Verbände zu erkennen, wobei die Waldflächen weitgehend eine Ausnahme bilden. Die stark heterogen ausgeprägte Landschaftsstruktur mit einem kleinräumigen Muster verschiedener Vegetationshabitate repräsentiert in typischer Weise den mikroklimatisch hochdiversen Hochgebirgsraum. In diesem Zusammenhang wären zukünftig auch Analysen von Landschaftsmaßen zur Charakterisierung einzelner Vegetationsklassen heranzuziehen, um typische Dominanz- oder Fragmentierungserscheinungen im Sinne einer Habitatfragmentierung vor dem Hintergrund der Landschafts- und Biodiversität zu untersuchen.

Die hohe räumliche und syntaxonomische Auflösung der Vegetationskarte macht sie weiterhin zu einem wertvollen Datensatz für diverse ökologische Analysen. Neben den Flächenbilanzen, der statistischen Untersuchung der Zusammenhänge mit dem Relief und dem Einsatz für die Verbreitungsmodellierung, die in der vorliegenden Arbeit vorgenommen werden, kann sie bei der Erforschung weiterer wissenschaftlicher Fragen der Hochgebirgsökologie von Nutzen sein: beispielsweise wird sie für die Modellierung von Bodentemperaturen durch WELPMANN eingesetzt. Darüber hinaus dient sie der Vervollständigung des Datensatzes des Hochgebirgs-Untersuchungsraumes Lötschen-/Turtmanntal.
Schließlich stellt die Karte einen weiteren Schritt in der vegetationskundlichen Erforschung und Kartierung alpiner Hochgebirge dar und kann neben regionalen auch zu globalen Vergleichen verschiedener Hochgebirgsräume und ihrer Vegetationscharakteristika herangezogen werden.

D5 Aktualität der Karte und Dynamik der Vegetation: Lawinen, geomorphologische Prozesse und menschlicher Einfluß im Untersuchungs(zeit)raum

Im Zusammenhang mit Klassifizierungsansätzen und mit der Aufnahme der aktuellen Vegetation gewinnen vor allem im Hochgebirge die Aspekte der Dynamik und Aktualität an Bedeutung. Neben den verschiedenen Klassifizierungsprinzipien und räumlichen Ordnungsschemata gibt es daher auch eine zeitliche Gliederung der Vegetation. Denn während die Beschreibung von Vegetationsverbänden und ihrer Standorte eher statisch ist (im vorliegenden Fall Fernerkundungsdaten über maximal 8 Jahre seit 1993 und Geländebefunde über weitere 2 Jahre bis 2000), ist die aktuelle Vegetationsdecke oft in Veränderung begriffen.

Die Dynamik zeigt sich gewöhnlich in Form einer typischen „Aufeinanderfolge bestimmter Zustände: auf eine Initialphase folgen Übergangsphasen, die in mehr oder weniger vielen Schritten einem Endstadium zustreben; diese Abfolge heißt Sukzession, der Endzustand Klimax“ (vgl. SCHROEDER 1998, S. 62). SCHROEDER (1998, S. 70) definiert zusätzlich als ungestörtes Endstadium einer Sukzession die **potentielle natürliche Vegetation**. Im Untersuchungsgebiet wäre auf der subalpinen Stufe allgemein der Heidelbeer-Fichtenwald des *Vaccinio-Piceion* der Klimaxverband, auf der suprasubalpinen Stufe der Lärchen-Arvenwald des *Larici-Pinetum cembrae*. Man unterscheidet eine **primäre Sukzession**, die auf juvenilen Substraten ohne vorherige Vegetationsbedeckung beginnt, von einer **sekundären Sukzession** als Folge der Zerstörung vorhandener Vegetation. Aufgrund des kurzen betrachteten Zeitintervalls wird hier nicht näher auf die **säkuläre Sukzession** als Veränderung unter langzeitigen Umweltveränderungen eingegangen. Für eine nähere Erläuterung verschiedener Sukzessionsstudien und Klimaxtheorien siehe z.B. RICHTER (1994), CLEVE et al. (1996), KLINGER (1996), ENDER u. GRABNER (1997), SCHROEDER (1998, S. 65), KINDT (1999) sowie BÖHMER (1994) und WULF 2000, S. 379 ff.).

Sowohl primäre als auch sekundäre Sukzession kommen im Untersuchungsgebiet vor. Die drei wichtigsten Auslöser der Sukzession, aus denen sich die mehr oder weniger schnell veränderlichen Flächen ergeben, sind hier

- Gletscherrückzug
- Lawinen, Murgänge, Rutschungen und andere geomorphologische Prozesse
- Rodungen, Nutzungsintensivierung oder –extensivierung durch den Menschen und zoogener Einfluß

Typische Bereiche primärer Sukzession sind die Gletschervorfelder, wo sich räumlich-zeitliche Sukzessionsabfolgen verzahnen. Auf den freiwerdenden Flächen siedeln sich nach Rückzug der Gletscher zunächst Schuttgesellschaften an, die später bzw. in größerer räumlicher Entfernung vom Gletscher über Weidengebüsche und Baumpioniere typischerweise in Vorwaldgesellschaften übergehen. Die primäre Sukzession kann im Gegensatz zu der sekundären nicht auf ein Samenpotential im Boden zurückgreifen und verläuft daher wesentlich langsamer. In Gletschervorfeldern siedeln sich nach BURGA (1999) erste Schuttpflanzen 5-7 Jahre nach Freilegung an, erst nach 37 Jahren kommen Rasenmatten auf, *Larix decidua* erscheint nach 25-30 Jahren, wogegen das Zwergstrauch-Optimum erst nach knapp 80 Jahren erreicht wird. Der Stand des Lang-

und Turtmanngletschers und ihrer Vorfelder kann demnach für den Untersuchungszeitraum und für die nächsten 1-2 Jahrzehnte als wenig veränderlich angesehen werden, so daß für diesen Zeitraum die Aktualität der Vegetationskarte gegeben ist, falls nicht geomorphologische Prozesse das Bild entscheidend verändern. Die natürliche Sukzession im Vorfeld des Turtmanngletschers ist durch die Anlage von Sedimentationsbecken gestört.

Nach Lawinenereignissen oder Rutschungen und Murgängen sowie auf aufgelassenen landwirtschaftlichen und Alpflächen kommt es zu sekundärer Sukzession. Wie bereits angesprochen, sind die Übergangsstadien des *Corylo-Populion* und des *Sambuco-Salicion* in der subalpinen Stufe sowie das *Juniperion nanae* in der alpinen Stufe im Untersuchungsgebiet Indikatoren einer hohen Dynamik sowie einer progressiven Sukzession, die bei ungestörter Entwicklung durch den Menschen von einfach strukturierten Wiesen- oder Rasenverbänden zu stärker differenzierten Zwergstrauch- und Waldverbänden führen. Auch die natürliche Waldverjüngung entspricht in gewisser Weise einer Sukzession.

Die Bereiche der sekundären Sukzession sind gegenüber denen der primären hochdynamisch und werden innerhalb der nächsten 15-20 Jahre bei ungestörter Entwicklung (vgl. DELARZE et al. (1999, S. 224)) ihr Erscheinungsbild maßgeblich verändern. Allein durch die Lawinenereignisse des Februar 1999 wurden 9% der gesamten Lötschentaler Waldfläche teilweise oder ganz zerstört, so daß der Waldflächenanteil an der Gesamtfläche von 15% auf 13.3% sank. Einen Überblick über die Lage der zerstörten Flächen und das Schadensausmaß in 4 Kategorien gibt die Formations-Übersichtskarte (siehe CD-ROM-Beilage) sowie die Abb. 25.

Abb. 25: Lawinenschäden im Lötschental.

Diese Lawinen zerstörten nur ca. 2% der Turtmanntaler Fläche, der Waldanteil ging von 11.6% auf 11.3% zurück. Zusätzlich sorgte eine Rutschung durch den Bruch einer Wasserleitung am Chalte Berg im Winter 1998 für die Vernichtung der gesamten Vegetationsdecke auf ca. 1,5 ha.

Auf diesen Flächen verläuft die sekundäre Sukzession extrem schnell, die Ausbildung von Pionierpflanzen begann jeweils schon in der auf das Ereignis folgenden Vegetationsperiode (z.B. aufkommende *Populus tremula* und *Alnus viridis* in den Lawinenbahnen oberhalb von Ried).
Aus den Befunden läßt sich schließen, daß die Vegetation im Hochgebirgsraum ständig Veränderungen ausgesetzt ist, so daß die Vegetationskarte nur eine Momentaufnahme der aktuellen Vegetationsverteilung darstellen kann. Ein kontinuierliches Monitoring oder eine Veränderungsindikation nach einigen Jahren ist daher wünschenswert.

D6 Ableitung einer Hemerobiekarte

In den vorangegangenen Kapiteln hat sich gezeigt, daß der Grad anthropogener Beeinflussung der Vegetation im Untersuchungsgebiet räumlich sehr differenziert ist. Dabei ist vor allem in den kulturräumlich intensiv genutzten Flächen die Potentielle Natürliche Vegetation (PNV) als die Vegetation, die sich unter natürlichen Umweltbedingngen ohne menschlichen Einfluß ergeben würde, weitgehend durch die sogenannte „Potentielle Ersatzvegetation“ (PEV) ersetzt (vgl. CHYTRY 1998). Die PNV ist definiert als die Vegetation, die sich aufgrund des aktuellen Gleichgewichts zwischen natürlichen und anthropogenen Standortfaktoren an einem Ort ergibt. Für eine nähere Erläuterung und Diskussion um Konzepte und Methoden siehe TÜXEN (1956), HÄRDTLE (1990), BRZEZIECKI et al. (1993), BRAUN (1996), MORAVEC (1998) und ZERBE (1998).

Wie bereits festgestellt, ist bis zur Untergrenze der alpinen Stufe von einer Wald-Klimaxvegetation als PNV auszugehen. Durch Rodung zusammen mit verschiedenen Nutzungsformen wurde der Wald sowohl quantitativ als auch qualitativ verändert. Dies bedeutet gleichzeitig eine starke Diversifizierung der Vegetationsdecke. Grundsätzlich läßt der Grad der anthropogenen Beeinflussung mit zunehmender Höhe nach, so daß die obere alpine Stufe und die Nivalstufe nur noch marginale Beeinflussung erfahren. Es ergibt sich dadurch ein mosaikartiges Muster von Vegetationsverbänden unterschiedlicher Natürlichkeitsgrade, das sich im Untersuchungsgebiet stark an den Reliefverhältnissen orientiert. Darin sind typische Erscheinungsformen neben der Klimaxvegetation verschiedene Sukzessionstadien mit unterschiedlicher „Naturnähe“ (z.B. lichter Lärchenwald, Vorwaldgesellschaften), neue, anthropogene Vegetationstypen (z.B. Fettwiesen, Fettweiden, Alpweiden, Ruderalvegetation) sowie vegetationsfreie Flächen.

Für die Bestimmung der Natürlichkeit von Ökosystemen wurden verschiedene Methoden entwickelt, die sich vor allem in den Indikatoren und gewählten Referenzzuständen unterscheiden. Einen Überblick über verschiedene Konzepte geben KOWARIK (1988), DIERSCHKE (1984) und WULF (2000). Die wohl bekannteste derartige Klassifikation arbeitet mit dem Begriff der **Hemerobie**. Nach KOWARIK (1988) ist sie „ein Maß für den menschlichen Kultureinfluß auf Ökosysteme, wobei die Einschätzung des Hemerobiegrades nach dem Ausmaß der Wirkungen derjenigen anthropogenen Einflüsse vorgenommen wird, die der Entwicklung des Systems zu einem Endzustand entgegenstehen“. Wegweisende Arbeiten zu diesem Thema sind in GRABHERR et al. (1997, S. 6) erläutert.

Das aktualistische Prinzip der Hemerobie unterscheidet ursprünglich 9 Klassen von „natürlich“ bis „künstlich“, die jedoch für die praktische Anwendung oft zu 5 Klassen plus einer natürlichen Stufe als „Nullpunkt/Referenz“ nach SUKOPP (siehe GRABHERR et al. 1997, S. 7 und SCHROEDER 1998, S. 69) aggregiert werden. Der Nullpunkt der Skala ist nach KOWARIK (1988) zitiert in KOCH u. GRABHERR 1998, S. 47) „jene Vegetation, die entweder noch nicht von menschlichen Einflüssen berührt wurde, oder nach Beendigung der Einflußnahme eine regressive Sukzession mit einem Endstadium, welches die ursprüngliche Vegetation erreicht, oder ein abweichendes Endstadium als Ergebnis einer abgelenkten Sukzession. Solch ein Stadium würde der Schlußgesellschaft am betrachteten Standort entsprechen“. Demnach ist die PNV eines Standortes eine geeignete Vergleichsbasis, ohne auf die Problematik ihrer Definition und Erfassung eingehen zu wollen (siehe

zum Konzept der PNV TÜXEN 1956 und HÄRDTLE 1990 sowie für Anwendungen mit Bezug zur vorliegenden Arbeit BRZEZIECKI et al. 1993 und BRAUN 1996).

Es ist anzumerken, daß die Charakteristika der einzelnen Hemerobiestufen je nach Anwendungsgebiet und Autor verschieden definiert sind (vgl. DIERSCHKE 1984, KOWARIK 1988, GRABHERR et al. 1997, RICHTER 1997, GRABHERR et al. 1998, KOCH u. GRABHERR 1998, SCHROEDER 1998). Eine Zusammenschau aus 2 unterschiedlichen Einteilungen, die für die Erstellung einer Hemerobiekarte in der vorliegenden Arbeit verwendet wurden, ist der Tab. 22 zu entnehmen. Die allgemeinen Kriterien stammen aus SCHROEDER (1998, S. 69) in Anlehnung an JALAS und SUKOPP, die Kriterien für Wald wurden den Arbeiten von GRABHERR et al. (1997) und KOCH u. GRABHERR (1998) entnommen. Die Waldkriterien wurden nur bis zur Stufe 2 integriert, da euhemerobe oder polyhemerobe Wälder im Untersuchungsgebiet nicht vorkommen.

Stufe	Hemerobie-klasse	Naturnähe-stufe	Menschlicher Einfluß	Pflanzendecke
0	ahemerob	natürlich	fehlend	natürlich
1	oligohemerob	naturnah	schwach, episodisch	nur quantitativ verändert, für Wald: natürlicher Bestand, kaum forstliche Nutzung; kaum Waldweide; allgemein: erhöhter Anteil von Nichtklimaxstadien
2	mesohemerob	mäßig verändert	stärker: -regelmäßig, indirekt -episodisch, direkt	Halbkulturgesellschaften allgemein: Magerrasen, Heiden etc.; Wald: extensive forstliche Nutzung, Waldweide
3	euhemerob	stark verändert	stark, regelmäßig, direkt	Vollkulturgesellschaften wie z.B. rationell genutzte Wiesen u. Weiden
4	polyhemerob	sehr stark verändert	sehr stark, permanent	Ruderalgesellschaften, reine Kulturpflanzenbestände
5	metahemerob	künstlich	total	fehlend

Tab. 22: System der Hemerobiegrade und Kriterien für die Bewertung in der vorliegenden Arbeit (Quelle: Synthese aus SCHROEDER 1998, S. 69 und GRABHERR et al. 1997, S. 7).

Die Charakteristika der einzelnen Hemerobiegrade der Tab. 22 beziehen sich nur auf den Grad menschlicher Nutzungsintensität der aktuellen Vegetation als einzigem Kriterium und wurden so auch auf die vorliegende Vegetationsverteilung angewandt. In vielen Studien werden eine Vielzahl von zusätzlichen Kriterien als Indikatoren für die Natürlichkeit erhoben, um vor allem die historisch-zeitliche Komponente mit einzubeziehen. Beispielsweise werden im Falle der Waldbewertung von GRABHERR et al. (1997, 1998) sowie KOCH u. GRABHERR (1998) noch Entwicklungsstufe, Diversität der Baumarten, Nutzung, Altersstruktur, Totholzanteil, Verjüngungsart etc. aufgenommen, um den Hemerobiegrad zu bestimmen. Da im vorliegenden Fall das einzige Kriterium die Vegetation selber bzw. die durch sie indizierte Nutzungsintensität ist, kann der Natürlichkeitsgrad nur auf diese Weise den 5 Stufen zugeordnet werden. Obwohl z.B. im Bereich der (sub)alpinen Magerrasen potentiell Wald stehen könnte, werden die Magerrasen nach SCHROEDER (1998) der zweiten, mesohemeroben Stufe zugeschrieben, er bezeichnet sie als „anthropogene Spontanvegetation“, die infolge der Beseitigung der Baumschicht (Holzbau, Beweidung) von selbst entstanden sind und nur extensiv bewirtschaftet werden. Nicht zuletzt aufgrund ihres hohen Artenreichtums werden sie daher der zweiten Stufe zugeordnet.

Für die vorliegende Arbeit und die Einschätzung des menschlichen Einflusses wurde die Beschreibung von DELARZE et al. (1999) hinzugezogen. Die Einstufung der einzelnen Vegetations- und Bodenbedeckungsklassen in die Hemerobieskala findet sich in der zusammenfassenden Tabelle der 52 Vegetationsverbände im Anhang 7. Eine graphische Darstellung der Hemerobiekarte ist der Arbeit ebenfalls beigefügt (siehe Karte und CD-ROM).

Einige kleine Abwandlungen der Hemerobiegrade mancher Vegetationsklassen ergaben sich durch feine Nuancen der Natürlichkeit im Untersuchungsgebiet. Die Lärchen-Arvenwälder wurden, obwohl extensiv bewirtschaftet, der natürlichen Stufe zugeordnet, weil ihr Bestand im Turtmanntal sich natürlicherweise selbst verjüngt und kaum forstliche Bewirtschaftung verlangt, um sie gegen die naturnahen Forste des Heidelbeer-Fichtenwaldes im Rhône- und Lötschental, die intensiver bewirtschaftet wurden und werden, abzugrenzen.

Die Äcker und Fettwiesen des Rhônetals wurden der polyhemeroben Stufe 4 zugeordnet, weil sie wesentlich intensiver genutzt werden als die Fettwiesen des *Polygono-Trisetion* in den Hochlagen.

Problematisch erweist sich die zeitliche Dimension und die Persistenz von Vegetationsstrukturen. Obwohl einige Stafel und Wirtschaftsgebäude nicht mehr aktuell genutzt werden, ist die Lägerflur des *Rumicion alpini* jedoch beständig. Aufgrund der Vegetation muß daher ein polyhemerober Grad festgestellt werden, obwohl aktuell keine Nutzung stattfindet. Diese Problematik ist jedoch für die Grünlandflächen kaum von Bedeutung, da direkt nach ihrer Auflassung die Vergandung einsetzt und das *Polygono-Trisetion* oder *Poion alpinae* in die Vergandungsstadien des *Corylo-Populion* übergeht, die dann entsprechend als oligohemerob eingestuft werden.

Die Flächenanteile der einzelnen Hemerobiestufen im Gesamtgebiet sowie in den 3 Talabschnitten sind der Tab. 23 zu entnehmen.

		Gesamt		Lötschental		Rhônetal		Turtmanntal	
Code	Hemerobiestufe	Fläche [ha]	Fläche [%]	Fläche [ha]	Fläche [%]	Fläche [ha]	Fläche [%]	Fläche [ha]	Fläche [%]
0	ahemerob (natürlich)	14309	51.3	7076	56.5	640	11.6	6592	67.0
1	oligohemerob (naturnah)	6395	22.9	2388	19.1	2803	50.8	1204	12.2
2	mesohemerob (mäßig verändert)	5279	18.9	2234	17.8	1044	18.9	2001	20.3
3	euhemerob (stark verändert)	1456	5.2	747	6.0	683	12.4	26	0.3
4	polyhemerob (sehr stark verändert)	259	0.9	29	0.2	211	3.8	18	0.2
5	metahemerob (künstlich)	187	0.7	43	0.3	140	2.5	4	0.0
		27886	100	12518	100	5522	100	9845	100

Tab. 23: Flächenanteile der Hemerobiestufen an der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes und an der Fläche der 3 Talabschnitte.

Allerdings ist zu beachten, daß die Flächenbilanz in Tab. 23 von der gesamten untersuchten Fläche ausgeht, d.h. es wurde auch die natürlicherweise unbewachsene oder nur spärlich bewachsene Fläche mit einbezogen. Aus diesem Grund wurde eine zusätzliche Bilanz entwickelt, die nur auf den aktuell vegetationsbestandenen Flächen beruht (siehe Abb. 26).

Es fällt auf, daß der Anteil der natürlichen Flächen im Lötschen- und Rhônetal mit 8% und 6% am geringsten ist, das gesamte Untersuchungsgebiet weist 13% ahemerobe Bedeckung auf. Das Turtmanntal hat aufgrund der Lärchen-Arven-Wälder einen sehr hohen natürlichen Anteil von 28%. Durch den hohen Flächenanteil der Magerrasen machen hier die naturnahen und mäßig veränderten Stufen 71% der Fläche aus, während die weniger natürlichen Bedeckungsklassen kaum vorhanden sind.

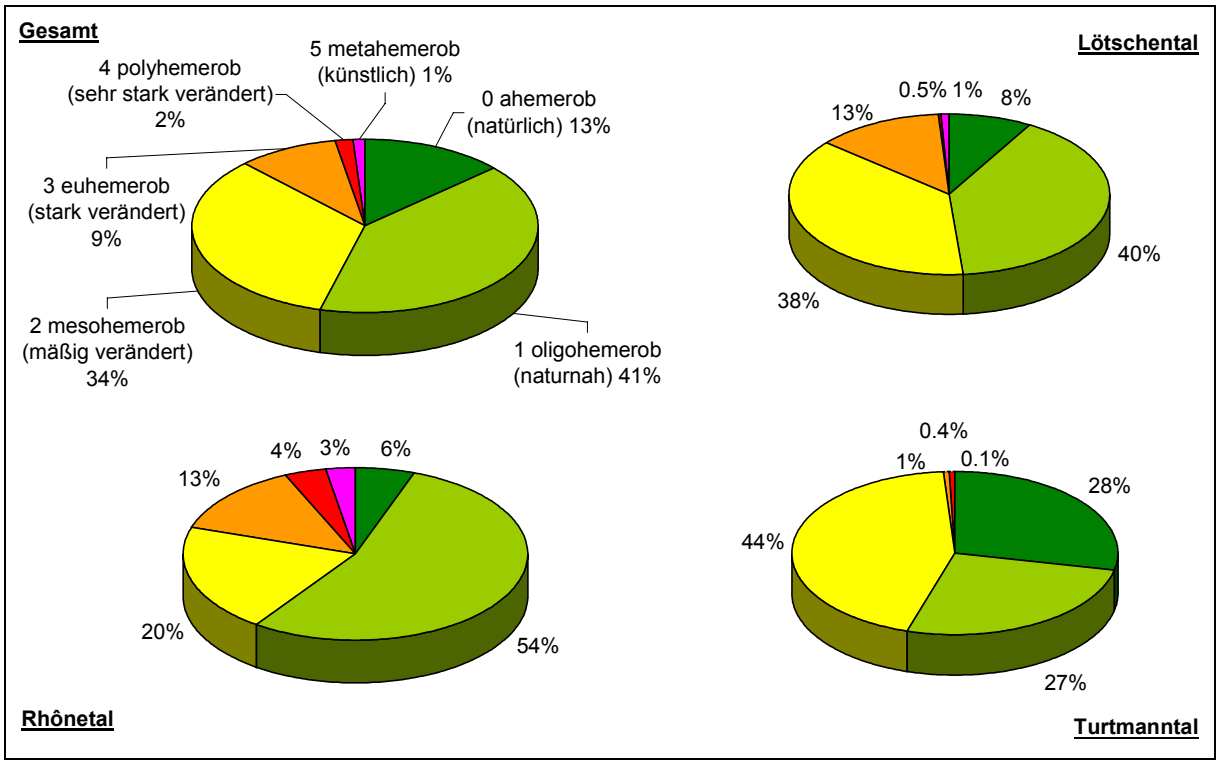


Abb. 26: Flächenanteile der Hemerobiestufen an der bewachsenen Fläche des Untersuchungsgebietes und der 3 Täler.

Die größten naturnahen Flächen im Lötschental werden durch den Heidelbeer-Fichtenwald gestellt, die oligohemerobe Klasse erreicht dadurch einen Anteil von 40%. Ähnlich wie im Turtmanntal ist auch hier der Magerrasen des *Nardion* für den Flächenanteil der mäßig veränderten mesohemeroben Stufe von 38% verantwortlich. Die Grünlandflächen summieren sich im Lötschental zu 13% stark veränderten Flächen. Im Rhônetal bedingt die starke Bewaldung einen naturnahen Anteil von 54%, mäßig verändert sind hier nur 20%, während die Hemerobiegrade 3-5 in der siedlungstechnisch, infrastrukturell und landwirtschaftlich intensiv genutzten Ebene 20% ausmachen.

Die Ergebnisse der Hemerobiekarte illustrieren in anschaulicher Weise die räumliche Verteilung unterschiedlicher Natürlichkeitsstufen im Untersuchungsraum und belegen einen starken Gradienten vom Lötschen- und Rhônetal zum Turtmanntal hin. Zusätzlich wird eine generelle Zunahme der Natürlichkeit mit der Höhe deutlich.

In Erweiterung der Karte zur aktuellen Natürlichkeit und dem menschlichen Eingriff in die Potentielle Natürliche Vegetation soll im folgenden noch die Eignung des Untersuchungsgebietes bzw. des Reliefs im Untersuchungsgebiet für verschiedene landwirtschaftliche Nutzungen kurz diskutiert werden. Obwohl die meisten Nutzungen zwar auch durch die Zugänglichkeit der Flächen und die Gefahr von gravitativen Prozessen eingeschränkt sind, ist der wichtigste Faktor für die Limitierung der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung eindeutig die Hangneigung, wie es schon bei der Klasseneinteilung dieses Reliefparameters in C3.1.1 deutlich wurde. In Tab. 24 sind daher in Bezug auf diese 8 Hangneigungsklassen verschiedene Nutzungen bewertet.

Neigung bis [%]	Neigung bis [°]	Grossvieh	Jungvieh	Kleinvieh	Naturfutterbau	Kunstfutterbau	Getreidebau	Hackfruchtbau	Forstmaschinen	
3	1.7	1	1	1	1	1	1	1	1	1= ausgezeichnet
10	5.7	1	1	1	1	1	2	2	1	2= sehr gut
17	9.6	1	1	1	2	2	3	3	1	3= gut
25	14.0	1	1	1	2	3	4	5	1	4= mäßig
35	19.3	2	2	1	4	4	5	6	4	5= schlec,ht
50	26.6	4	2	2	5	6	6	6	7	6= sehr schlecht
100	45.0	6	5	2	6	7	7	7	7	7=unmöglich

Tab. 24: Land- und forstwirtschaftliche Nutzung in Abhängigkeit von der Hangneigung (Quellen: zusammengestellt aus EJPD - BUNDESAMT FÜR RAUMPLANUNG et al. 1980, DIETL u. GUYER 1974, RAAFATNIA 1978 und OTT 1970).

Die Hangneigungsverteilung in den 3 Talabschnitten ist fast identisch, so daß sie hier zusammen behandelt werden können. Im Untersuchungsgebiet sind nur 4% der gesamten Fläche bis maximal 6° und weitere 5% bis 10° geneigt, was basierend auf der Bewertung der Tab. 24 für Hackfrucht- und Getreidebau wenig potentielle Anbauflächen im Untersuchungsgebiet bedeutet, da hier der rationelle Maschineneinsatz kaum möglich ist. 6% der Flächen sind zwischen 10° und 14° geneigt, so daß für Viehhaltung, Naturfutterbau und forstwirtschaftlichen Maschineneinsatz insgesamt 15% der Fläche sehr gut bis gut geeignet sind, während Kunstfutter- und Ackerbau hier kaum noch betrieben werden können. Mit 9% ist ebenfalls ein geringer Flächenanteil zwischen 15° und 19° geneigt, hier liegt die Grenze des Maschineneinsatzes für die Forstwirtschaft, auf Flächen über 20° können nur noch Seilkräne eingesetzt werden. Die größten Flächenanteile des Untersuchungsgebietes (insgesamt 76%) haben eine Hangneigung von über 20°, die theoretisch nur noch für die Kleinviehhaltung, kaum noch für maschinelle Naturfuttergewinnung und partiell für Jungviehhaltung geeignet sind. 22% der Fläche weisen dabei eine Neigung von 27-35° auf, während sich der Anteil der nicht mehr zu bewirtschaftenden Flächen mit mehr als 35° Neigung auf 34% beläuft.

Im Vergleich mit dieser theoretischen Eignungsverteilung erstaunen die hohen Anteile der mäßig bis stark veränderten Flächen der Hemerobiekarte von 51% im Lötschental, 45% im Turtmanntal und 33% im Rhônetal. Dies belegt, daß die Bewirtschaftung im Untersuchungsgebiet keinesfalls ökonomische Ziele verfolgt (oder historisch verfolgt hat) und daß in der von den theoretischen Überlegungen weit entfernten Praxis ein Großteil landwirtschaftlicher Nutzungen unter hohem Einsatz menschlicher Arbeitskraft auf kaum noch zu bewirtschaftenden Steilflächen stattfand und zum Teil noch stattfindet. Die Landwirtschaft der hochalpinen Täler diente in früheren Zeiten kaum mehr als der Selbstversorgung, wodurch sie heute aufgrund veränderter sozio-ökonomischer Umstände nicht mehr notwendig und somit nur noch traditionell begründet ist, so daß die aktuell bewirtschafteten Flächen im Rückgang begriffen sind und sich allenfalls noch Mahd im Talgrund und extensivierte Alpwirtschaft auf flachen Hangpartien findet. Wie dem folgenden Kapitel zu entnehmen, sind es gerade die steilsten Flächen, die dabei zuerst aus der Nutzung fallen und die vom *Corylo-Populion* als dem typischen Vergandungsstadium ehemaliger Fettwiesen eingenommen werden.

E Der Zusammenhang zwischen Vegetation und Relief

In diesem Kapitel wird der Zusammenhang zwischen den Vegetationseinheiten aus der räumlich und thematisch höher aufgelösten, luftbild- und kartierungsbasierten Vegetationskarte und den verschiedenen Reliefparametern untersucht. Zu diesem Zweck war es notwendig, die entsprechenden Rasterdaten tabellarisch aus dem GIS zu extrahieren. Bedingt durch die unterschiedliche Auflösung der Datensätze (Reliefdaten 25m, Vegetationsdaten 5m) erwies es sich als äußerst schwierig, die einzelnen Layer so miteinander zu verschneiden, daß jede vorkommende Rasterzelle einer Vegetationseinheit mit den zugehörigen Reliefparametern exportiert werden konnte.

Bei einer Auflösung von 5m ergaben sich mit ca. 4000 x 6000 Pixeln rund 30 Mio. Werte, die durch Multiplikation mit 20 Reliefparametern schließlich zu riesigen Datenmengen führten. Diese machten es unmöglich, den Datensatz im Ganzen aus ERDAS IMAGINE™ zu exportieren, ganz zu schweigen von den fehlenden Möglichkeiten, diese Daten in bestehende Tabellenkalkulationsprogramme zu importieren. Zusätzlich zu diesen speichertechnischen und rechenkapazitären Problemen erwuchsen aus dem Multiskalen-Ansatz einige Schwierigkeiten, die anhand der Abb. 27 erläutert werden sollen. In Punkt ① ist dargestellt, wie die Vegetations- und Reliefdaten aufgrund unterschiedlicher Auflösung verschiedene Ursprungslagen haben und daher der Mittelpunkt der 25m-Pixel nicht genau auf dem Mittelpunkt eines 5m-Pixels zu liegen kommt. Dieser Problematik konnte jedoch begegnet werden, indem die Nullpunkt-Referenz der Reliefparameter um 2.5m verschoben wurde, was bei einer Auflösung von 25m nicht als kritisch zu erachten ist, weil es innerhalb der Toleranz des Oberflächen-Interpolationsalgorithmus bzw. der vertikalen Ungenauigkeiten liegt.

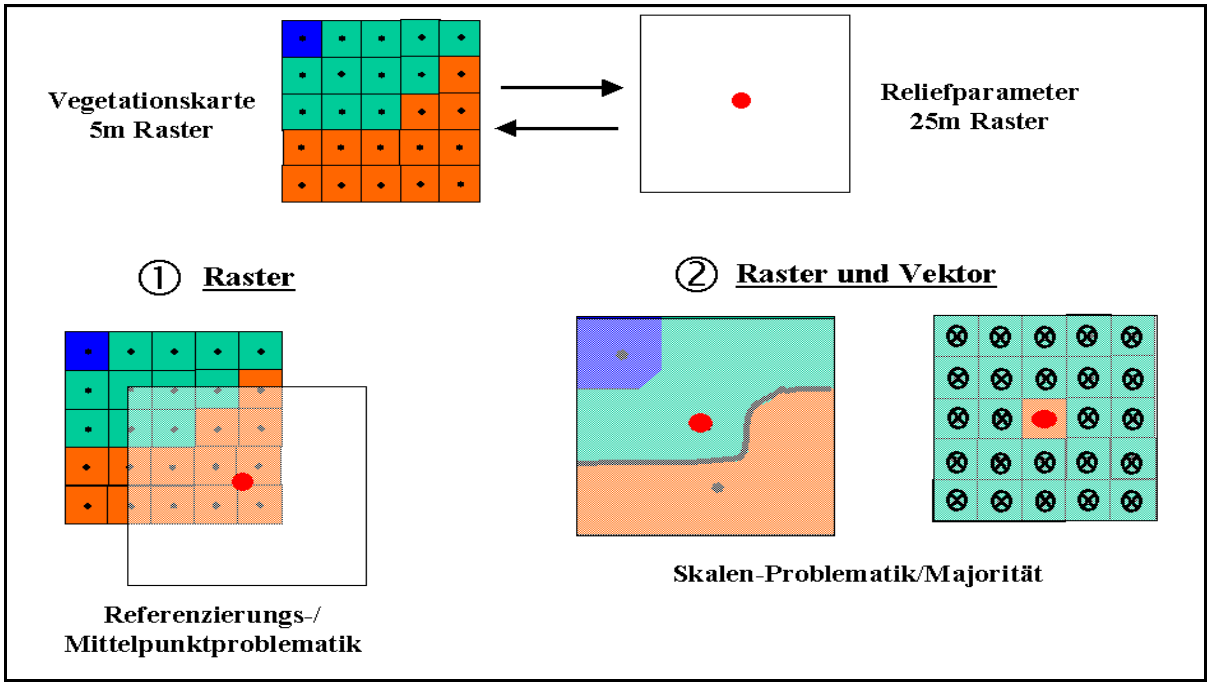


Abb. 27: Auflösungsproblematik beim Verschneiden der Vegetations- und Reliefdaten.

Da der Gesamtdatensatz zu groß ist, wurden jeweils die Vegetationseinheiten mit ihren Reliefparametern einzeln verschnitten und exportiert. Dazu war es nötig, jedem der Vegetationspixel durch Überlagerung die entsprechenden Reliefparameter zuzuweisen. Allerdings ergeben sich daraus weitere Probleme, die unter ② dargestellt werden. Wenn im Fall von Vektordaten der Mittelpunkt der

Reliefparameter-Pixel (rot) nicht innerhalb des Polygons der entsprechenden Vegetationsklasse liegt, wird diese Kombination beim Verschneiden nicht identifiziert und beim Export ausgelassen. Ähnliches gilt für Rasterdaten; hier kann im Extremfall wie in Abb. 27 die gesamte Fläche mit der grünen Vegetationsklasse bestanden sein. Wenn jedoch das zentrale Pixel unter dem Reliefpixel das einer anderen Klasse ist, wird dieser Reliefparametersatz für die grüne Vegetationsklasse ignoriert.
Um diesen technischen Schwierigkeiten abzuhelfen, war es notwendig, einen kernelbasierten Filter über die Vegetationskarte laufen zu lassen. Dieser erstellte intern ein Histogramm der darunterliegenden Vegetationsklassen. Je nach Häufigkeiten der einzelnen Klassenpixel wurden dann die Reliefparameter für die entsprechende Vegetationsklasse exportiert. Durch diese zusätzliche Filterroutine ergeben sich extrem hohe Rechenzeiten, jedoch kann auf diese Weise gewährleistet werden, daß die tabellarische Häufigkeitsverteilung der Relief-Standortfaktoren pro Vegetationsklasse realen Verhältnissen der GIS-Datensätze entspricht.
Im folgenden werden die Vegetationsverbände und Bodenbedeckungsklassen in drei verschiedenen Arbeitsschritten auf ihren Zusammenhang mit dem Relief hin untersucht, wie die Abb. 28 zeigt. Für die Analyse wurden grundsätzlich die aus den Fernerkundungsdaten extrahierten Waldflächen vor dem Lawinenwinter 1999 genutzt.

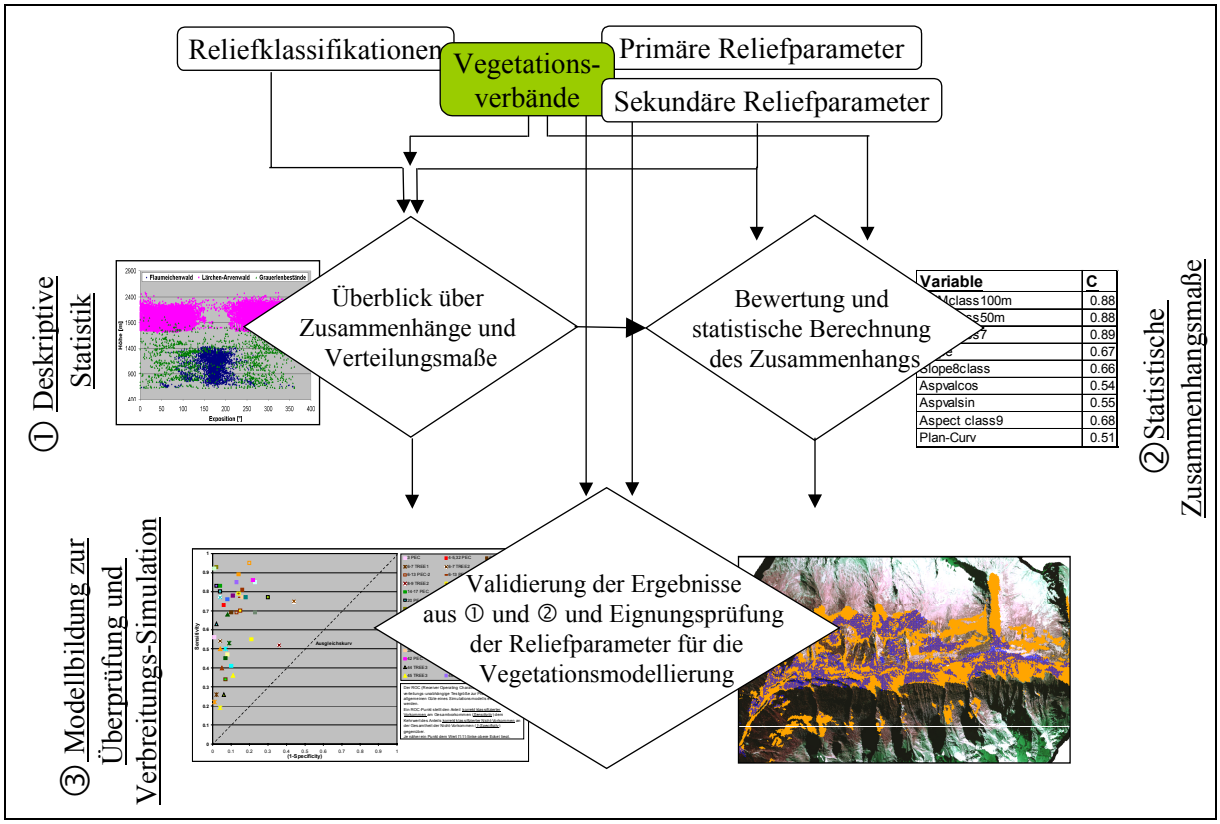


Abb. 28: Ablaufschema für die Analyse des Zusammenhangs zwischen Vegetation und Relief.

Im ersten Abschnitt werden zunächst an ausgesuchten Beispielen rein visuell Darstellungen der Zusammenhänge zwischen primären und sekundären Reliefparametern sowie den Reliefklassifikationseinheiten einerseits mit der Vegetation andererseits untersucht und deskriptiv-statistische Analysen und Flächenbilanzen vorgenommen. Einer der thematischen Schwerpunkte liegt hierbei auch auf der Höhenlage von Artengrenzen und Ökotonen.

Nachfolgend und zusätzlich zu dieser deskriptiven Analyse werden im Kapitel E2 statistische Zusammenhänge nach 3 verschiedenen Methoden abgeschätzt, mit Hilfe von Kontingenztafeln, Hauptkomponentenanalysen und einem t-Test-Verfahren.
Resultierend aus diesen Ergebnissen wird in Kapitel E3 die Modellierung der räumlichen Verbreitung ausgesuchter Vegetationsverbände anhand der als wichtig identifizierten Reliefparameter vorgestellt, wobei zwei verschiedene Verfahren gegenüber gestellt werden: hierarchische Baumklassifikatoren (CART = Classification and Regression Trees) versus Parallelepiped- Boxklassifikatoren.

E1 Deskriptive Statistik und Flächenbilanzen

E1.1 Topographie und Relief

Da die relative Verteilung und Lage einzelner oder kombinierter Reliefparameter im Untersuchungsgebiet darüber entscheidet, wo sich bestimmte Vegetationsklassen ansiedeln können, soll zunächst ein Überblick über die topographischen Gegebenheiten des Untersuchungsgebietes in Bezug auf die Höhe, Hangneigung und Exposition gegeben werden (siehe Abb. 29 und Abb. 30).

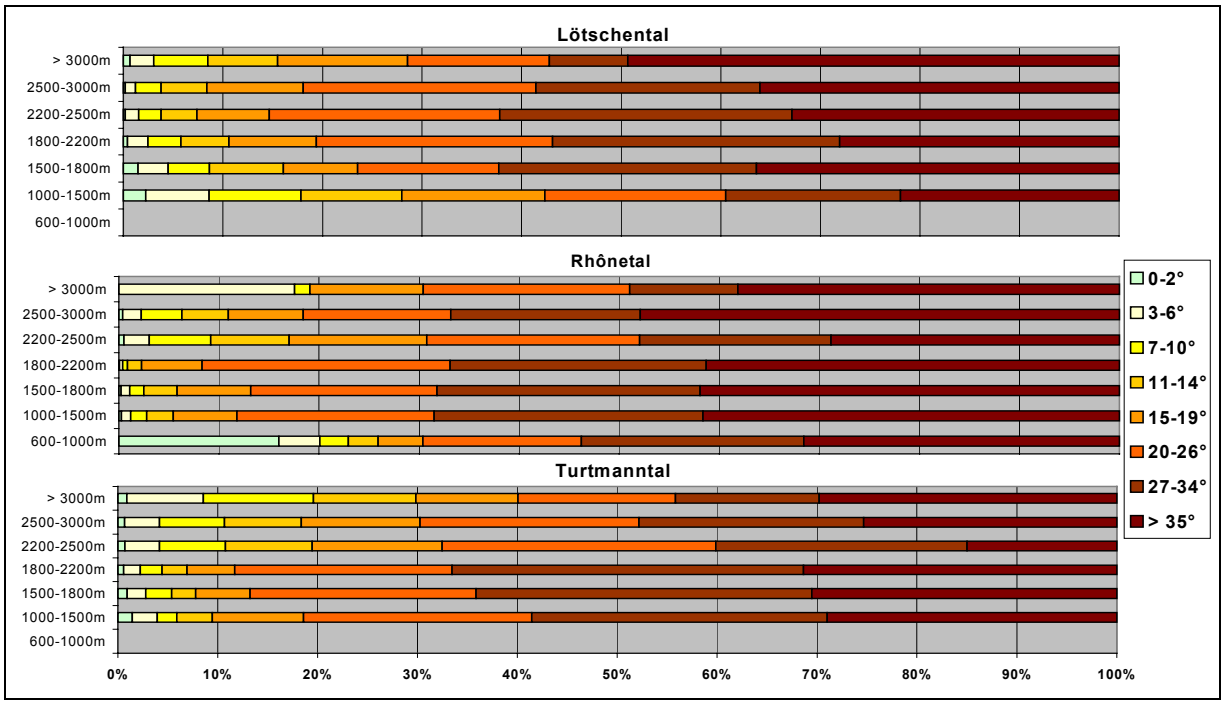


Abb. 29: Häufigkeitsverteilung von Hangneigungsklassen je Höhenklasse im Untersuchungsgebiet.

Da zwischen den Einzeltälern relativ große Unterschiede bestehen, werden sie getrennt dargestellt. Während im Lötschental auf der montanen Stufe (1000-1500m) aufgrund der Lage des Talbodens 60% der Fläche unter 26° Neigung aufweisen, belaufen sich diese im Rhône- und Turtmanntal nur auf 45% bzw. 40%. Der Talboden im Turtmanntal ist viel schmaler, so daß flache Hangneigungen in der oberen subalpinen Stufe (1800-2200m) nicht auffallend häufig sind. Auf 1500-1800m (untere subalpine Stufe) sind die Neigungsunterschiede zwischen den drei Tälern relativ gering. Ähnlich wie auf der kollinen Stufe machen in der oberen subalpinen Stufe (1800-2200) die flachen bis mäßigen

Hangneigungen (bis 26°) im Lötschental fast 45% aus, die Ursache hierfür sind die Verflachungen der Trogschultern, die im Turtmanntal höher liegen und in der unteren alpinen Stufe (2200-2500m) ca. 60% bis 26° geneigte Flächen ergeben. Gegenüber dem Lötschental, in dem sich mit zunehmender Höhe steilere Hangneigungen häufen, verläuft dieser Trend im Rhône- und vor allem im Turtmanntal aufgrund der wenig schroffen Gipfel im Fall des Rhônetals und der flacheren Seitentällis im Turtmanntal genau umgekehrt. Allgemein ist der Anteil der am stärksten geneigten Flächen von über 35° im Rhônetal auf fast allen Höhenstufen außer der nivalen Stufe des Lötschentals am größten. Dies liegt an der extrem ausgeprägten Trogtalform mit steilen Wänden, die von der Ebene aufragen.
Betrachtet man die höhenabhängige Verteilung der Expositionen (siehe Abb. 30), so ergeben sich typische Verteilungen aufgrund der hauptsächlichen Talrichtungen. Das Rhônetal weist in allen Höhenstufen außer in der oberen alpinen und nivalen Stufe (dort herrschen westliche Komponenten vor) eine ungefähre Gleichverteilung der Expositionen auf.

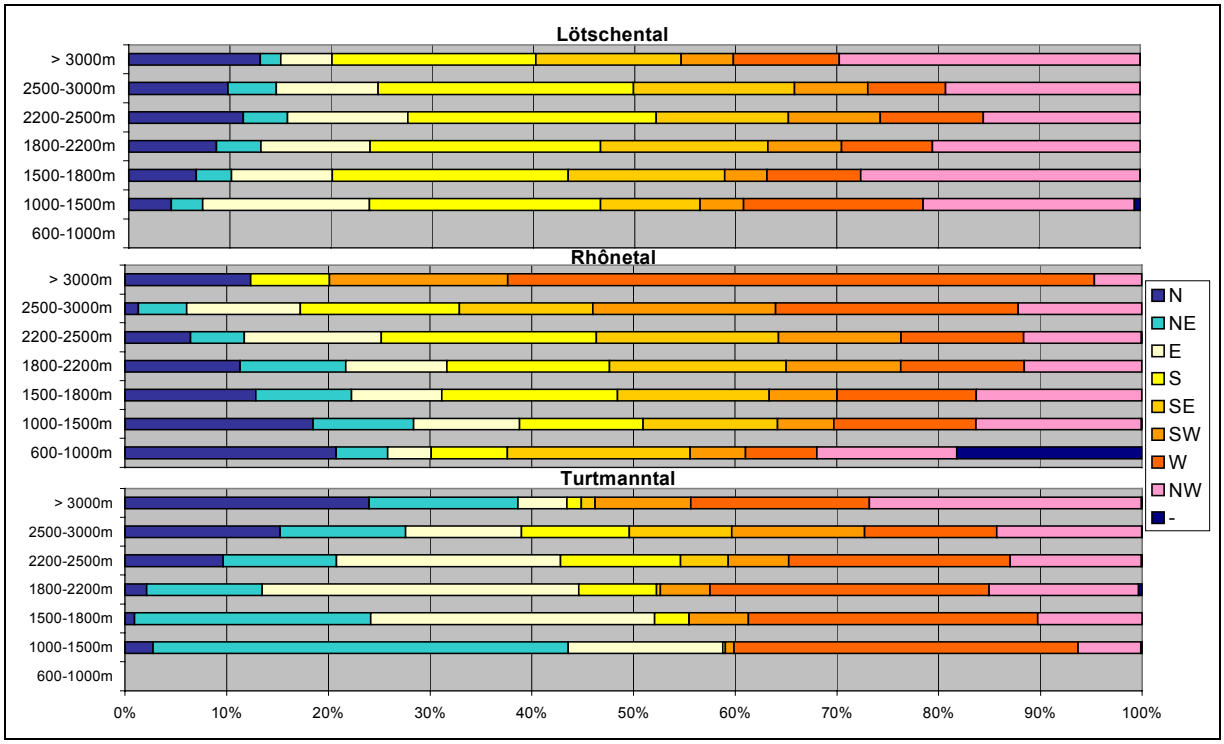


Abb. 30: Häufigkeitsverteilung von Expositionsklassen je Höhenklasse im Untersuchungsgebiet.

Durch die SW-NE-Erstreckung des Lötschentals sind die Expositionen mit den größten Flächenanteilen Süd bis Südost sowie Nordwest; NE und SW haben nur geringe Flächenanteile. Aufgrund der konvexen Form der Schwemmfächer des Schatthangs im Lötschental werden bis 1500m reine Nordexpositionen zugunsten von östlichen und westlichen verringert. Oberhalb der montanen Stufe gehen die Anteile westlicher und östlicher Exposition dann zurück.
Die Nord-Süd-Talrichtung des Turtmanntals bedingt vor allem in den unteren Höhenstufen (montane 1000-1500m und untere subalpine Stufe 1500-1800m), wo die Hänge nur durch schmale Rinnen zerschnitten sind, mit bis zu 40% für Nordost (weil das Steiltal leicht nordwestlich umbiegt) und 35% für West einen extrem hohen Flächenanteil dieser Expositionen. Auch in der oberen subalpinen bis unteren alpinen Stufe (1800-2200m bzw. 2200-2500m) machen West- und Ostexposition zusammen etwa 50% der Fläche aus. Erst oberhalb der Trogschultern in der oberen alpinen Stufe wird die

Expositionsverteilung wieder diverser, es kommen höhere Anteile reiner Süd- und Nordexposition durch die Seitentällis dazu, sie machen in der oberen alpinen Stufe (2500-3000m) zusammen über 30% aus. Weil die höchsten Gipfel das Turtmanntal im Süden und Südwesten begrenzen, ist der Anteil der Nord- und Nordwestexposition in der nivalen Stufe mit ca. 50% am größten.
Diese einführende Diskussion der allgemeinen Verhältnisse von Höhe, Exposition und Hangneigung zeigt, daß große Unterschiede zwischen den drei Tälern bestehen. Allerdings ist die wichtigste Information für den weiteren Verlauf der vorliegenden Arbeit die komplexe Geodiversität im Sinne von Reliefdiversität, die sich im Untersuchungsgebiet äußert. Dadurch entsteht eine Vielzahl von verschiedenen Habitaten oder Standorten für die Vegetationsverbände, auf deren Relief-Charakteristika im folgenden eingegangen wird.

Aufgrund der hohen Anzahl von Vegetationsverbänden und Reliefparametern kann nicht jede Berechnung für jeden Vegetationsverband vorgestellt werden. Es werden daher einige ausgewählte Vegetationsverbände einerseits bzw. Reliefparameter andererseits ausführlich diskutiert.
Der Übersichtlichkeit halber findet sich im Anhang 7 eine Übersichtstabelle aller Vegetationsverbände mit ihrer Nummerierung zum Ausklappen.

E1.2 Vegetation und Relief

In Anlehnung an die Gliederungsweise des Relief-Kapitels (C3) werden zunächst die Vegetationsklassen in Bezug auf einige primäre Reliefparameter analysiert und Flächenbilanzen erstellt, woran sich Darstellungen zum Zusammenhang zwischen sekundären Reliefparametern und Vegetationsverbänden anschließen. Eine statistische Untersuchung zur Flächenbilanz zwischen objektbasierten Reliefeinheiten und Vegetation bildet den Abschluß.

E1.2.1 Höhe

Einen Überblick über die Verteilungsmaße einzelner Vegetationsverbände in Bezug auf die Höhe gibt Abb. 31. Aus dem Diagramm läßt sich einerseits die Höhenamplitude einzelner Vegetationstypen ablesen. Es fällt auf, daß die Einheiten in Bezug auf die Höhe sehr unterschiedliche Standortbedingungen aufweisen. Neben Verbänden mit sehr geringen Höhenamplituden wie z.B. dem *Arrhenaterion* (18) von 630m bis 770m, den Weinbauflächen (48) von 630m bis 800m und dem *Stipo-Poion etc*. (9) von 630m bis 1000m, die alle an das Rhônetal gebunden sind, gibt es Klassen, die sich über viele Hunderte Höhenmeter erstrecken und damit keine bestimmten Anforderungen an die Höhe stellen. Zu diesen gehören neben den unbewachsenen Flächen von Schnee (1), Wasser (2) und Silikat-Fels/-Schutt (6,8) und Infrastruktur (51) vor allem das *Nardion* (12) und das *Festucion variae* (14), das *Vaccinio-Piceion* (39, 40), das *Junipero-Laricetum* (43) und das *Rumicion alpini* (47). Diese Vegetationseinheiten sind entweder vom Menschen geschaffen (*Nardion, Junipero-Laricetum, Rumicion alpini*), oder sie haben natürlicherweise eine große Höhenspannweite wie das *Festucion variae* und das *Vaccinio-Piceion*. Die übrigen Vegetationseinheiten bewegen sich in Höhenamplituden von 500-1000m.

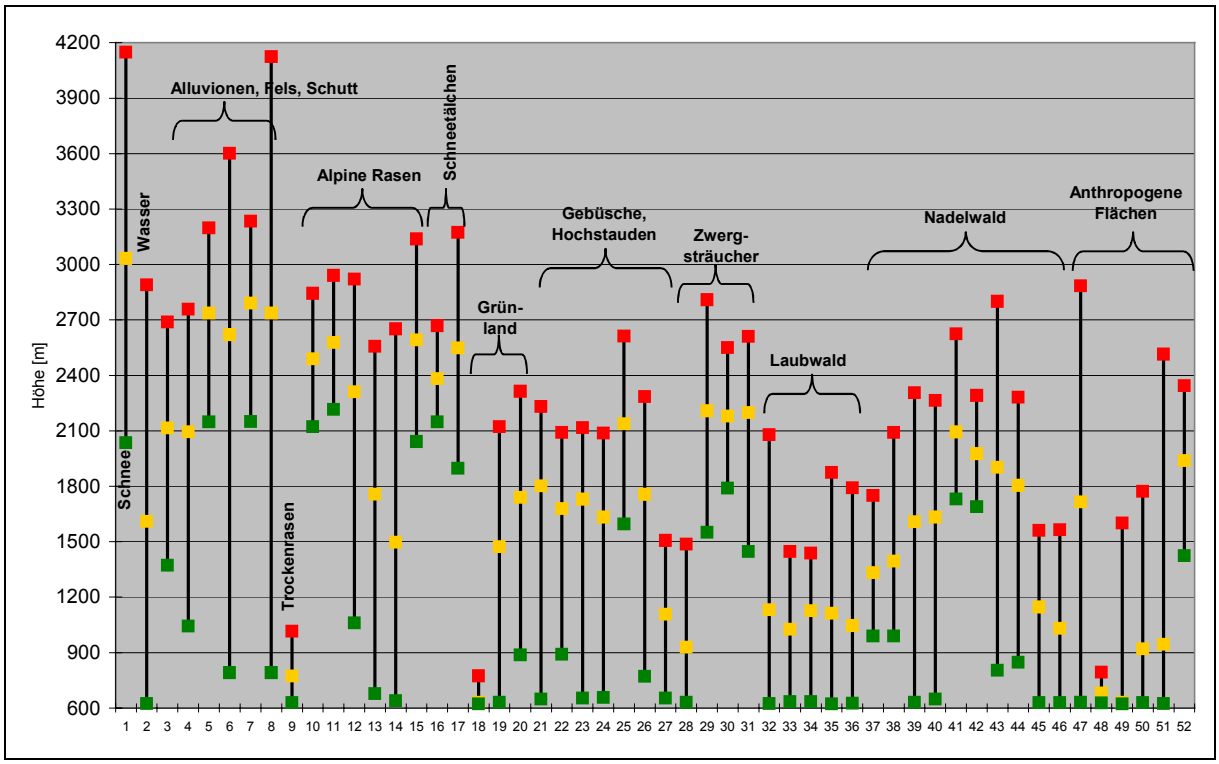


Abb. 31: Verteilungsmaße (Minimum □, Mittel □, Maximum □) der Höhe der Vegetationsverbände.

An dieser Stelle wird deutlich, daß der Reliefparameter Höhe als Differenzierungs- oder Abgrenzungskriterium für einzelne Vegetationsklassen unterschiedliche Eignung aufweist. Dabei ist neben einer geringen Amplitude oder Standardabweichung für die Berechnung des statistischen Zusammenhangs und für die Modellierung besonders die Lage des Mittelwertes und die Standardabweichung von Bedeutung, wie sich später zeigen wird (siehe E2.3).

Grundsätzlich weisen die Verteilungsmaße der Höhe jedoch ein sehr diverses Bild auf, so daß dieser Reliefparameter rein visuell als gutes Unterscheidungskriterium für eine Abgrenzung zwischen den Verbänden gelten kann.

Im Zusammenhang mit den bereits in den Kapiteln B4.1/C3.1.1 diskutierten Höhenstufen zeigt Abb. 32 die höhenabhängige Flächenbilanz der 12 aggregierten Bedeckungsklassen. Dabei wurden die montane und nivale Stufe ausgespart, weil sie nicht in allen 3 Tälern vorkommen.

Es werden in Abb. 32 einerseits in horizontaler Richtung, d.h. mit zunehmender Höhe starke Veränderungen in der Zusammensetzung der Flächenanteile in allen 3 Tälern deutlich. Daneben weisen aber auch in vertikaler Diagrammrichtung, d.h. im Vergleich zwischen den Tälern, die Flächenanteile je Höhenstufe extreme Unterschiede auf. Diese nivellieren sich jedoch mit zunehmender Höhe aus, so daß ab der unteralpinen Stufe die Abweichungen zwischen den Tälern nur gering sind und größtenteils auf dem Massenerhebungseffekt beruhen, der die Obergrenze einiger Vegetationsverbände aufgrund thermischer Begünstigung zum Turtmanntal hin ansteigen läßt.

Es läßt sich daraus folgern, daß die großen Unterschiede in den Flächenanteilen der tieferen Höhenstufen der 3 Täler auf der unterschiedlichen Nutzungsintensität durch den Menschen beruhen. Darauf weist auch eine höhere Anzahl an Bedeckungsklassen im intensiv genutzten Lötschen- und Rhônetal im Vergleich zum Turtmanntal hin.

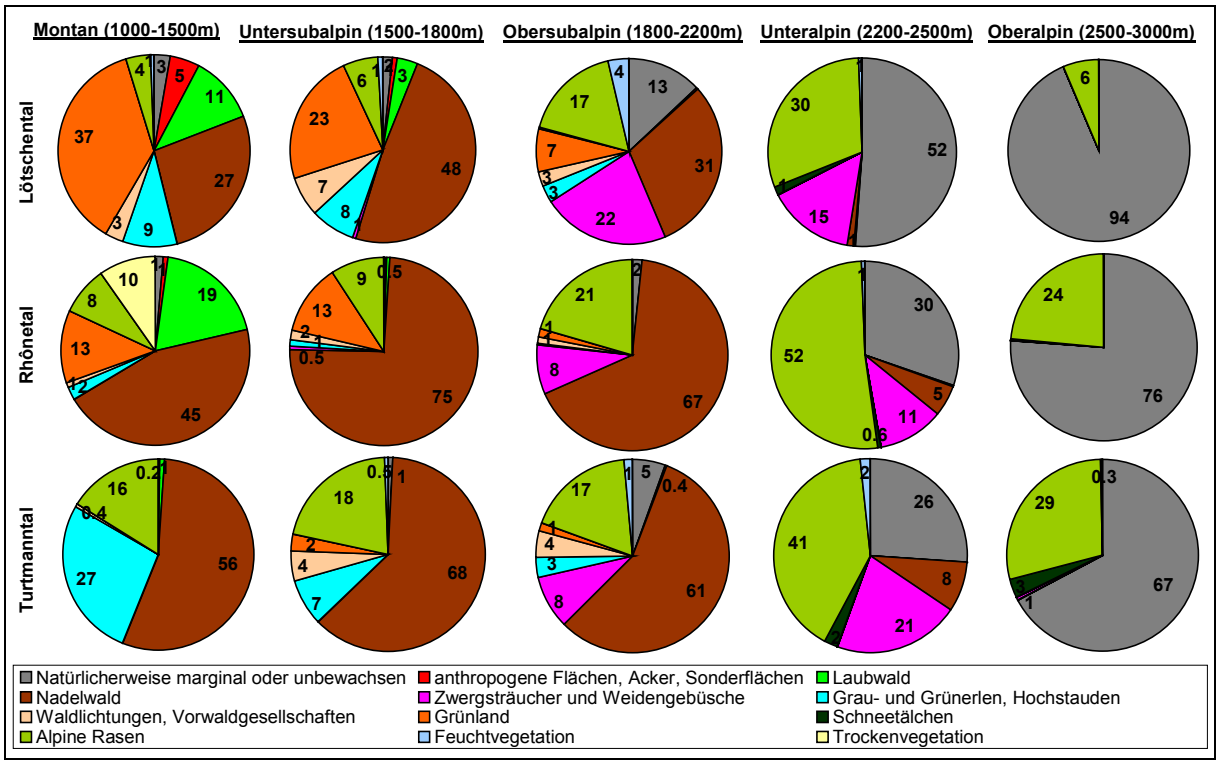


Abb. 32: Verteilung der 12 aggregierten Vegetationsklassen auf 5 Höhenstufen in den 3 Tälern.

Während in der Montanstufe (=Talbodenlage des Lötschentals) die Fettwiesen mit 37% zusammen mit dem Wald den größten Flächenanteil aufweisen, sind im Rhônetal aufgrund der z.T. steilen Hanglagen nur 13% Grünland gegenüber 64% Wald (45% Nadel-, 19% Laubwald) vertreten. Im Turtmanntal tritt auf dieser Stufe der reine Laubwald zugunsten von Grauerlenbeständen und Grünerlengebüschen zurück, die zusammen mit dem Nadelwald mehr als 75% der Fläche ausmachen und hier ihre maximale Verbreitung finden. Dieser Flächenanteil ergibt sich jedoch nicht allein aus einer Abundanz der Grau- und Grünerlenbestände, sondern resultiert vor allem aus der insgesamt kleinen Gesamtfläche der Montanstufe im Turtmanntal, die sich aufgrund der Höhenstufeneinteilung zusammen mit der Abgrenzung der 3 Täler ergibt.

Maximale Flächenanteile der Grün- und Grauerlenbestände belaufen sich im Lötschental auf 8-9% in der Montan- und Untersubalpinstufe sowie im Rhônetal auf nur 2%. Der hohe Anteil im Lötschental ergibt sich aufgrund der im Vergleich zu den anderen beiden Tälern größeren und durch gravitative Prozesse beeinflußteren Schwemmfächer bzw. Schuttkegel, die vor allem im Steiltalbereich mit Pionieren wie *Betula pendula* durchsetzt sind.

Der Anteil der Fettwiesen und –weiden ist im Lötschental auch auf der unteren subalpinen Stufe gegenüber den anderen beiden Tälern mit 23% viel höher, was durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung im Bereich des Sonnhangs zu erklären ist. Ihr Flächenanteil geht erst im Bereich der oberen subalpinen Stufe auf 7% zurück, hier dominieren die alpinen Rasen zusammen mit den Zwergsträuchern in einem ausgewogenen Verhältnis. Als Vergandungsstadien des Grünlandes nach Nutzungsaufgabe machen die Vorwaldgesellschaften zwischen 1500m und 1800m im Lötschental mit 7% den größten Anteil aus, da hier im Lötschental unterhalb der Trogschultern steilere Hangbereiche liegen, die zuerst aus der Nutzung fallen.

Die Fettwiesen im Rhônetal beschränken sich auf montane und untersubalpine Höhen (kollin nicht dargestellt!) mit je 13% der Fläche. Die sehr viel weniger intensive Nutzung des Turtmanntals wird an den marginalen Flächenanteilen des Grünlandes mit maximal 2% in der untersubalpinen Stufe deutlich. Hier finden sich vom Talgrund (montan-untersubalpin) mit den weniger steilen und völlig bewachsenen Kegeln bis in die obersubalpine Stufe auf 2200m kurzzeitig (Juni, September) extensiv beweidete Borstgrasrasen des *Nardion*.

Wie bereits oben angesprochen, gleichen sich die Unterschiede zwischen den 3 Tälern mit zunehmender Höhe aus, so daß zwischen 2200m und 2500m die alpinen Rasen in allen 3 Tälern ihr Optimum mit Flächenanteilen zwischen 30% und 52% aufweisen. Allerdings wird im Vergleich von Lötschen- und Turtmanntal deutlich, daß sich die Schwerpunkte der einzelnen Vegetationsverbände zum Turtmanntal hin leicht nach oben verschieben, wodurch ein Einfluß der Massenerhebung bestätigt werden kann. Während die Zwergsträucher im Lötschental in der obersubalpinen Stufe mit 22% vertreten sind und nach oben auf 15% abnehmen, steigen sie im Turtmanntal auf gleicher Höhendistanz von 8% auf 21%. Ursachen hierfür liegen vor allem im Anstieg der Waldgrenze zum Turtmanntal, auf die im nächsten Abschnitt noch näher eingegangen wird, so daß hier die reinen Zwergstrauchbestände nach oben verlagert werden. Der Anstieg der Waldgrenze ist partiell auch anhand der prozentualen Waldverteilung über die Höhenstufen ersichtlich: im Lötschental von 48% untersubalpin über 31% obersubalpin auf 1% unteralpin gegenüber 68%, 61% und 8%, respektive. Dieser Trend wird allerdings im Lötschental durch die anthropogen gesenkte Waldgrenze und damit durch eine verminderte obersubalpin-unteralpine Waldfläche auf dem Sonnhang verstärkt.

Ein weiterer Beleg für den Anstieg der Vegetationsgrenzen zum Turtmanntal hin findet sich im Vergleich der oberalpinen Stufe: im Lötschental ist diese nur noch zu 6% mit alpinem Rasen bewachsen, die dagegen im Turtmanntal zusammen mit Zwergsträuchern und Schneeböden über 30% ausmachen.

Dem Rhône- und Turtmanntal gemeinsam sind große Waldflächen von der Montan- bis zur Obersubalpinstufe. Die Gründe hierfür dürften unterschiedlich sein. Während im Turtmanntal eine geringe Nutzungsintensität herrscht und damit einer ungestörten Ausbildung der Klimaxvegetation Wald kein menschlicher Einfluß entgegensteht, kommt im Rhônetal der Aspekt extrem steiler Hanglagen dazu, wie er in Kapitel E1.2.3 näher erläutert wird. Obwohl in der Rhônetal-Ebene selbst die größte Nutzungsintensität des Untersuchungsgebietes herrscht, verhindert die Steilheit mancher Hänge eine landwirtschaftliche Nutzung und auch der Aspekt des Bannwaldes zum Schutz vor gravitativen Prozessen kommt hier zum Tragen.

Höhenstufe (LEIBUNDGUT 1938) [m]	**Anteil der Wald-fläche 1938 [%]**	**Höhenstufe der vor-liegenden Arbeit [m]**	**Anteil der Wald-fläche 1998 [%]**
1200-1500	7	1000-1500	13
1500-1800	37	1500-1800	36
1800-2100	52	1800-2200	49
> 2100	4	2200-2500	2

Tab. 25: Vergleich der Waldflächenanteile in 4 Höhenstufen des Lötschentals 1938 und 1998 (Quelle: LEIBUNDGUT 1938, S. 73 und eigene Analyse).

Das Lötschental hat demgegenüber in allen Höhenstufen zwischen 20% und 30% weniger Waldfläche als die beiden anderen Täler, sein Maximum liegt in der untersubalpinen Stufe mit 48% gegenüber 75% im Rhônetal und 68% im Turtmanntal.

Zur prozentualen Höhenverteilung des Waldes (also in umgekehrter Betrachtung als die oben genannten Zahlen, bezogen auf die Wald- und nicht auf die Gesamtfläche) ergibt sich im Lötschental folgende Verteilung im Vergleich mit den Ergebnissen von LEIBUNDGUT (1938, S. 73) (siehe Tab. 25).

Die Zahlen von 1938 zeigen, daß die unteren Hangbereiche bis 1500m weniger bewaldet waren als heute, was anhand von historischen Luftbildern für den Sonnhang belegt werden kann. Ein Vergleich der terrestrischen Aufnahme von 1927 mit einem bildverarbeitungstechnisch erstellten Pendant aus 1995 ist der Abb. 33 zu entnehmen.

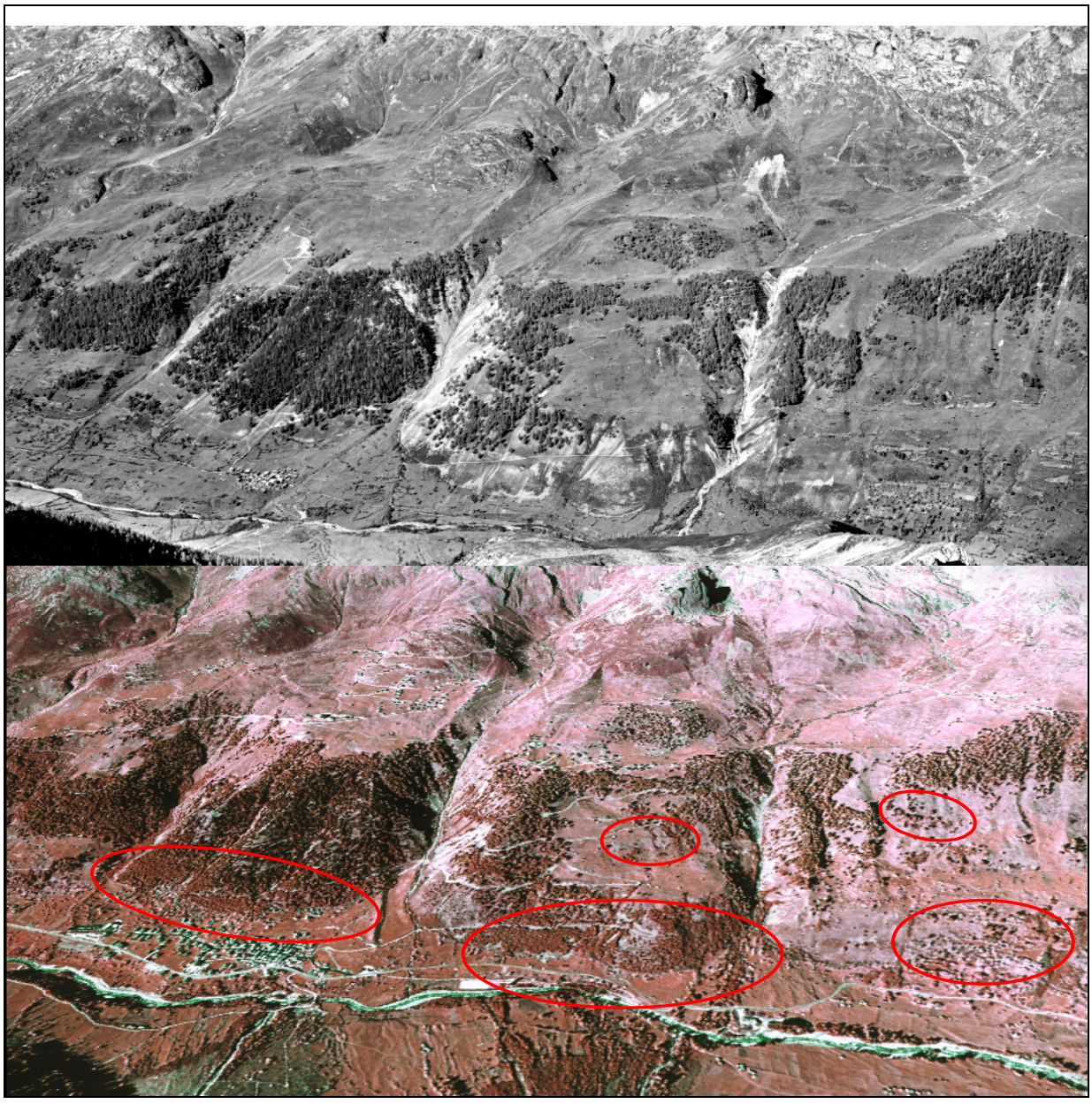


Abb. 33: Waldfläche am Lötschentaler Sonnhang im Vergleich zwischen 1927 (oben) und 1995 (unten).

Heute gibt es vielfach größere Gruppen von Laubbäumen und Aufforstungen, wo sich früher intensiv genutzte Mahdbereiche und Äcker fanden (z.B. oberhalb der Orte Wiler, Kippel und Ferden, zwischen Ried und Weissenried –Tärra, unterhalb von Fischbiel an Loibegga-Tänn). Aus diesem Grund liegt der Waldanteil unterhalb 1500m heute bei 13%.
Die untere subalpine Stufe hat sich in Bezug auf die Präsenz des Waldes kaum verändert, weil in den steilen Hangbereichen auch früher schon die Bannwälder lagen, die zum Schutz vor Lawinen nicht gerodet werden konnten. Oberhalb von 1800m lagen früher insgesamt 56% des Waldes, heute ergeben sich nur 51%, was mit dem oben genannten Phänomen für die montane Stufe zusammenhängt.
Rückkehrend zu Abb. 32 läßt sich feststellen, daß kleinere Vegetationseinheiten spezielle Standorte in ein oder maximal zwei Höhenstufen aufweisen. Zu diesen gehören die Trockenvegetation in Form von *Stipo-Poion, Mesobromion etc., Juniperion nanae* und *Quercion pubescenti-petraeae/Deschampsio-Pinion*, sie finden sich nur in der kollinen und montanen Stufe des Rhônetals. Die an Hangverflachungen und Wasserzufluß gebundenen Verbände der Feuchtvegetation und der Schneetälchen haben ihr Optimum in den entsprechenden Lagen der obersubalpinen Stufe im Lötschental bzw. der alpinen Stufe des Turtmanntals.

Höhenlage von Wald-, Verbands- und Artengrenzen

Wie bereits in Kapitel B4.2 dargelegt, ist die Waldgrenze eine der am meisten untersuchten Vegetationsgrenzen. Ohne allzu tief in die Diskussion um das Phänomen Grenzlinie kontra Ökoton einsteigen zu wollen, sollen im folgenden exemplarisch Waldgrenzlagen für das Untersuchungsgebiet aus der Vegetationskarte ermittelt werden. Ziel dieser Analyse ist es nicht, eine metergenaue Grenzlinie zu definieren, der Schwerpunkt liegt eher auf der Darstellung des ungefähren Verlaufs des Waldgrenzökotons bzw. des Grenzökotons zwischen den beiden hauptsächlichen Nadelwaldverbänden im Längsprofil des Untersuchungsgebietes. Das methodische Vorgehen zur Ermittlung der Grenze wurde im vorliegenden Fall aus praktischen Überlegungen recht einfach gewählt: einige oberste Lagen von Waldpixeln des *Vaccinio-Piceion* und des *Larici-Pinetum cembrae* wurden visuell im GIS ermittelt und mit dem DHM25 verschnitten.
Im Diagramm der Abb. 34 wurden diese Punkte mit einer Trendlinie 3. Ordnung angenähert und so Grenzverläufe extrapoliert. Die drei Linien der Abb. 34 repräsentieren damit den groben Verlauf verschiedener Waldgrenzen. Es fällt zunächst auf, daß die obere Waldgrenze, die nur oberhalb des Lötschentaler Gletschervorfeldes durch *Vaccinio-Piceion* gebildet wird, sowohl zum Lang- als auch zum Turtmanngletscher hin absinkt, was durch ungünstige thermische Bedingungen (kalte Gletscherwinde etc.) in Gletschernähe zu begründen ist.
In allen anderen Bereichen bilden *Larici-Pinetum cembrae* oder zumindest seine Reliktstandorte die obere Waldgrenze. Die Obergrenze des *Vaccinio-Piceion* und damit die Untergrenze des *Larici-Pinetum cembrae* sinkt von etwa 2050m nach Oberems hin auf 1900m und weiter zum Wohntal des Turtmanntals auf 1800m ab. Gleichzeitig steigt die absolute Waldgrenze von im Mittel 2200m im Lötschental auf Werte bis 2350m im Turtmanntal an, einzelne Arvengruppen steigen bis über 2400m. Das Phänomen des Absinkens der Fichten-Obergrenze ist auf eine zunehmende Kontinentalität zum Turtmanntal hin zurückzuführen, kältere Winter und heißere, trockene Sommer sowie lichte Waldstandorte sind Gunstfaktoren für die Verdrängung der Fichte durch die kontinentalere Arve. Die Massenerhebung bedingt den allgemeinen Anstieg der Waldgrenze.

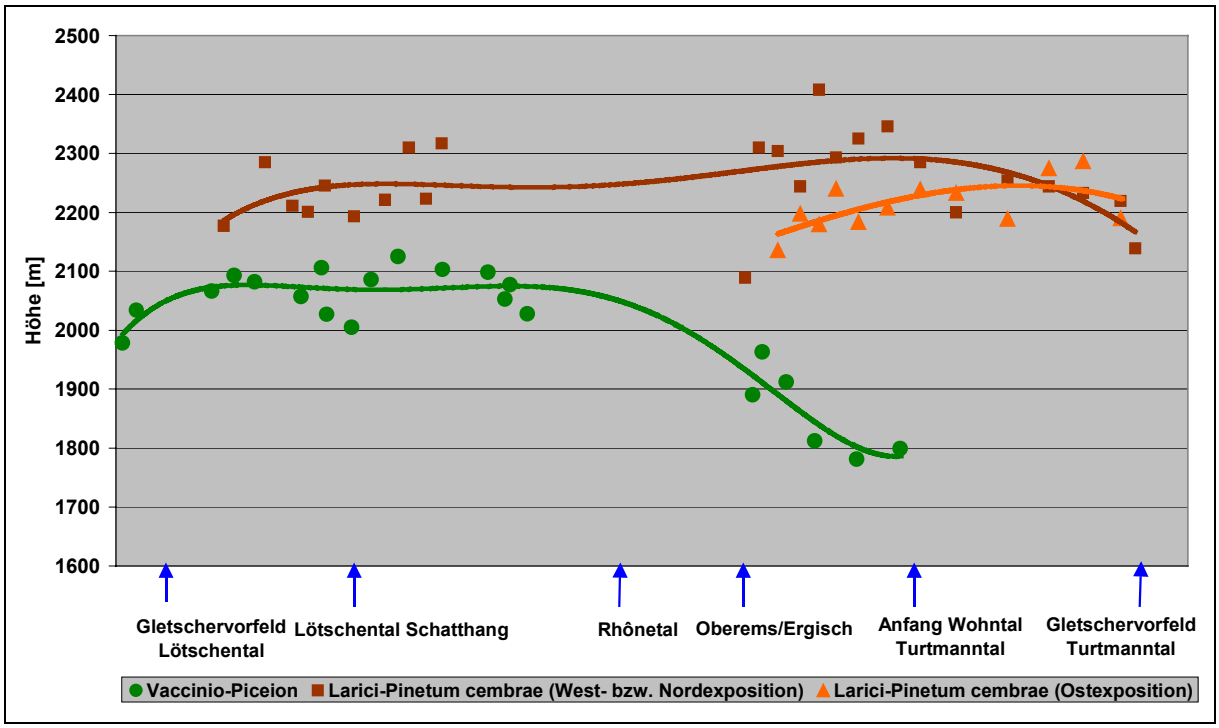


Abb. 34: Längsprofil des Waldgrenzökotons im Untersuchungsgebiet.

Die extremen Unterschiede zwischen den benachbarten Messungen der Waldgrenzlage rühren von der Wahl der Punkte her, im Einflußbereich gravitativer Prozesse liegt die Waldgrenze grundsätzlich niedriger (vgl. DALY 1984, BROWN 1994b, BUTLER u. WALSH 1994, WALSH et al. 1994).

Neben den Höhenlagen der Vegetationsverbände ergeben sich aus den Artenlisten der Transektstudien und weiteren Beobachtungen folgende Höhenamplituden einzelner Arten, die als Charakterarten ihrer Verbände auftreten und der Abb. 35 entnommen werden können (siehe zu Charakterarten auch die Beschreibung der Vegetationsverbände im Anhang 6). Für die Abb. 35 wurde das nördliche Rhônetal mit dem Lötschen- und das südliche mit dem Turtmanntal zusammengefaßt, die Grenze verläuft entlang der Rhône. Es sind jeweils die absoluten Minima und Maxima der Art dargestellt, unabhängig von der Exposition des Auftretens (siehe dazu E1.2.2).
Außer *Quercus pubescens*, *Pinus sylvestris* und *Picea abies*, deren Obergrenzen bereits diskutiert wurden, erreichen aufgrund des Kontinentalitäts- und Massenerhebungseffektes im Turtmanntal alle Arten größere Höhen. Allein aufgrund der Strahlungsgunst sind die beiden erstgenannten Arten in der Lage, an der Lötschental-Südrampe um ca. 400m höher zu steigen als am nordexponierten Rhônehang. Es ist zu erwähnen, daß bei den Bäumen und Zwergsträuchern auch Krüppel- und Jungwuchs sowie Sonderstandorte auf Felsen im Falle der Arven mit einbezogen wurden; die Abbildung gibt somit das reine Auftreten der Spezies ungeachtet der Größe des Exemplars, der Wuchsform oder der edaphischen Bedingungen an. Einzelne *Pinus cembra*-Spezies oder kleinere Gruppen fanden sich auf Felsstandorten sogar mit beträchtlicher Höhe von 1,30m auf Felsen in 2560m Höhe und als maximal 20cm hoher Jungwuchs bis 2730m im Turtmanntal. Oberste Krüppelwuchs-*Larix decidua*-Spezies fanden sich im Lötschental auf 2490m, *Pinus cembra* wurde dort (wahrscheinlich aufgrund ihrer geringen Gesamtanzahl) nur bis 2400m als 30 cm hoher Jungwuchs und z.T. auf Felsen gefunden.

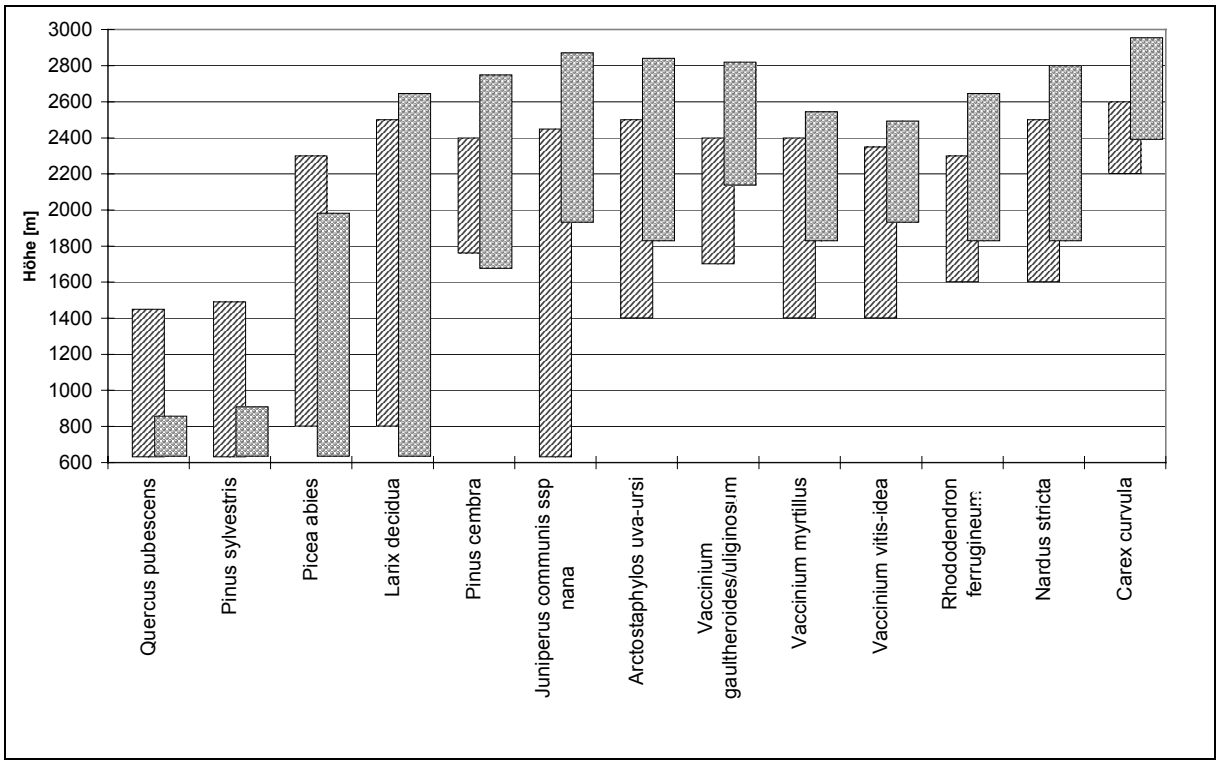


Abb. 35: Höhenamplitude exemplarischer Charakterarten in Lötschen- und Turtmanntal (Streifen = Lötschental; Punkte = Turtmanntal).

Die höchsten Zwergstrauchvorkommen im Untersuchungsgebiet bilden mit 2840m im Turtmanntal *Juniperus communis ssp. nana*, im Lötschental erreicht *Arctostaphylos uva-ursi* größere Höhen als der Wacholder mit 2500m am Milibach auf dem Sonnhang.
Die alpinen Gräser und Seggen steigen im Lötschental auf dem Sonnhang bis 2480m (*Nardus stricta*) bzw. bis 2600m im Fall von *Carex curvula*. Im Gegensatz zu den Angaben in DELARZE et al. (1999), der als obere Grenze des *Nardion* etwa 2000-2200m angibt, erreichen die entsprechenden Charakterarten und *Nardus stricta* selbst im Turtmanntal eine Höhe von knapp 2800m!; Carex curvula steigt bis fast 3000m und reicht in entsprechenden strahlungsgünstigen Expositionen bis zu den Graten empor.

E1.2.2 Exposition

Manche Vegetationsverbände weisen bevorzugte Expositionen auf, in denen sie ausschließlich vorkommen, während andere eher unabhängig von der Exposition sind (siehe Abb. 36). Es läßt sich daraus rein visuell ableiten, für welche Verbände eine statistische Korrelation mit der Exposition zu erwarten ist (siehe E2) bzw. für welche Verbände dieser Reliefparameter in der Modellierung geeignet ist (siehe E3).
Auf bis zu 80% Südexpositionen mit leichten Abweichungen nach SE und SW finden sich die wärmeliebende Trockenvegetation (*Stipo-Poion/Cirsio-Brachypodion/Mesobromion* (9), *Juniperion sabinae* (28), *Quercion pubescenti-petraeae/Deschampsio-Pinion* (33, 34)), *Festucion variae* (14) sowie *Arctostaphyletum* (30) und Weinbauflächen (48). Sie sind in ihren Standorten offensichtlich auf einen hohen Strahlungsgewinn angewiesen.

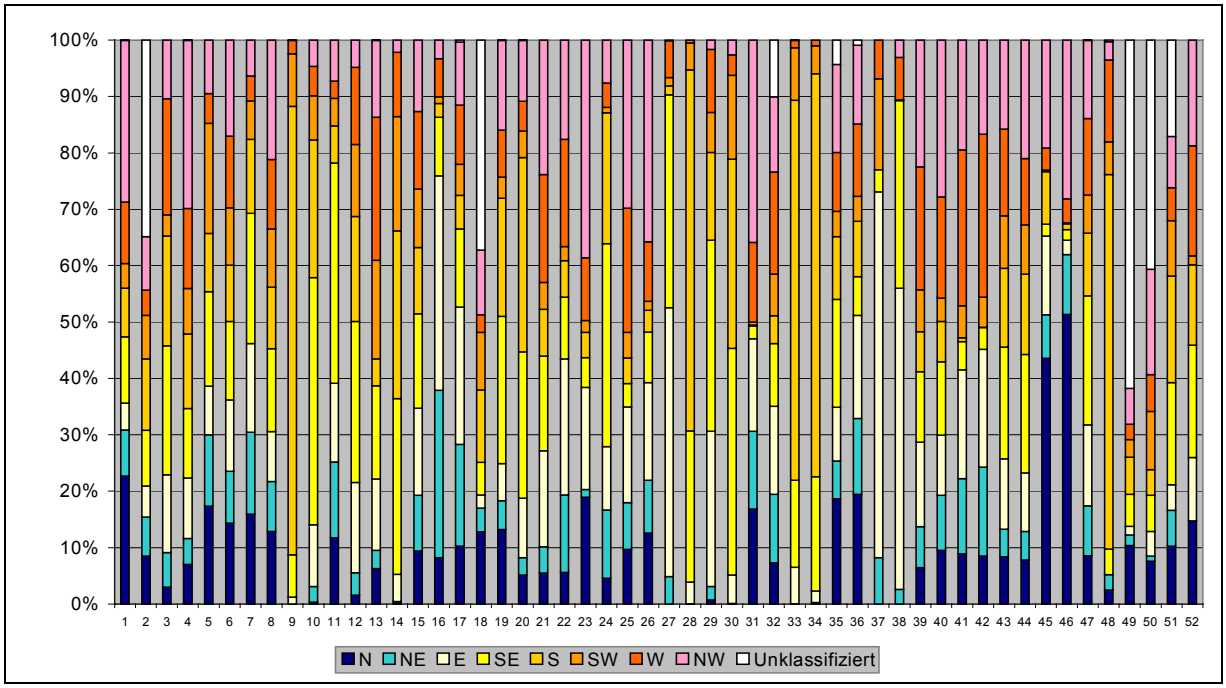


Abb. 36: Verteilung der 8 Haupt-Expositionen auf die Vegetationsverbände.

Mit einem Schwerpunkt von 45% bzw. 40% auf östlichen bzw. südlichen Expositionen präsentiert sich das *Alnenion viridis* mit hohem *Betula*-Durchsatz (27), was daher rührt, daß sie fast ausschließlich auf den Schwemmfächern des Lötschen-Steiltals vorkommen, die es aufgrund der Geologie und Geomorphologie jedoch dort nur in Süd- bis Ostexposition gibt. Während das *Juniperion nanae* (29) ebenfalls eine östliche bis südliche Richtung mit hohem Strahlungsgewinn bevorzugt, kommt das *Rhododendro-Vaccinion* (31) maximal mit 3% in SE bis SW vor, sie bevorzugen schattigere Lagen von NW bis NE, in denen 65% ihrer Vorkommen zu finden sind. Einen sehr hohen Anteil des nördlichen Expositionssektors mit fast 80% weist das *Vaccinio-Piceion* mit hohem Laubbaumdurchsatz (45, 46) aus. Sie sind fast ausschließlich am nordexponierten Hang des Rhônetals zu finden. Die Ursache hierfür liegt wahrscheinlich in den thermischen Bedingungen des Rhônetals selber, denn während der südexponierte Hang Standorte für die Trockenvegetation bietet, hat der gegenüberliegende Hang einen geringeren Strahlungsgewinn, dürfte jedoch von den allgemein höheren Temperaturen des Rhônetals profitieren, so daß sich die Laubbäume in Symbiose mit dem *Vaccinio-Piceion* in hoher Zahl ansiedeln.
Schneebedeckte Flächen (1) sind zu 60% NW- bis NE-exponiert, jedoch liegen auch 40% in südlichen Strahlungslagen. Hier machen sich die Anteile der großen Eisfelder auf den Graten (z.B. Petersgrat) bemerkbar, wohingegen die kleineren Gletscher und perennierenden Schneeflecken eher auf den sonnenabgewandten Expositionen zu finden sind. Alle übrigen Vegetationsverbände zeigen keine deutliche Bevorzugung einer Himmelsrichtung, allein die anthropogenen Verbände (18, 49-51) und die stehenden Gewässer zeigen eine Affinität zu ebenen Flächen, indem sie einen hohen Anteil unklassifizierter (weil ebener) Fläche aufweisen.

Höhe-Exposition

Neben der getrennten Betrachtung von Höhe und Exposition ist es gerade die kombinierte Darstellung, die besonderen Aufschluß über die Ökologie einer Vegetationseinheit gibt. Viele Ansätze untersuchen

daher den Einfluß der Exposition auf die Höhenlage und arbeiten dabei mit Höhen-Expositions-Diagrammen oder den sogenannten Ökogrammen (vgl. z.B. SCHWEINGRUBER 1972, BRAUN 1996, OTT et al. 1997, BEAT-BRÄNDLI 1998, WOHLGEMUTH et al. 1999; erste Anwendung in den 40er Jahren durch ETTER und MOOR, siehe BRZEZIECKI et al. 1993, S. 499).

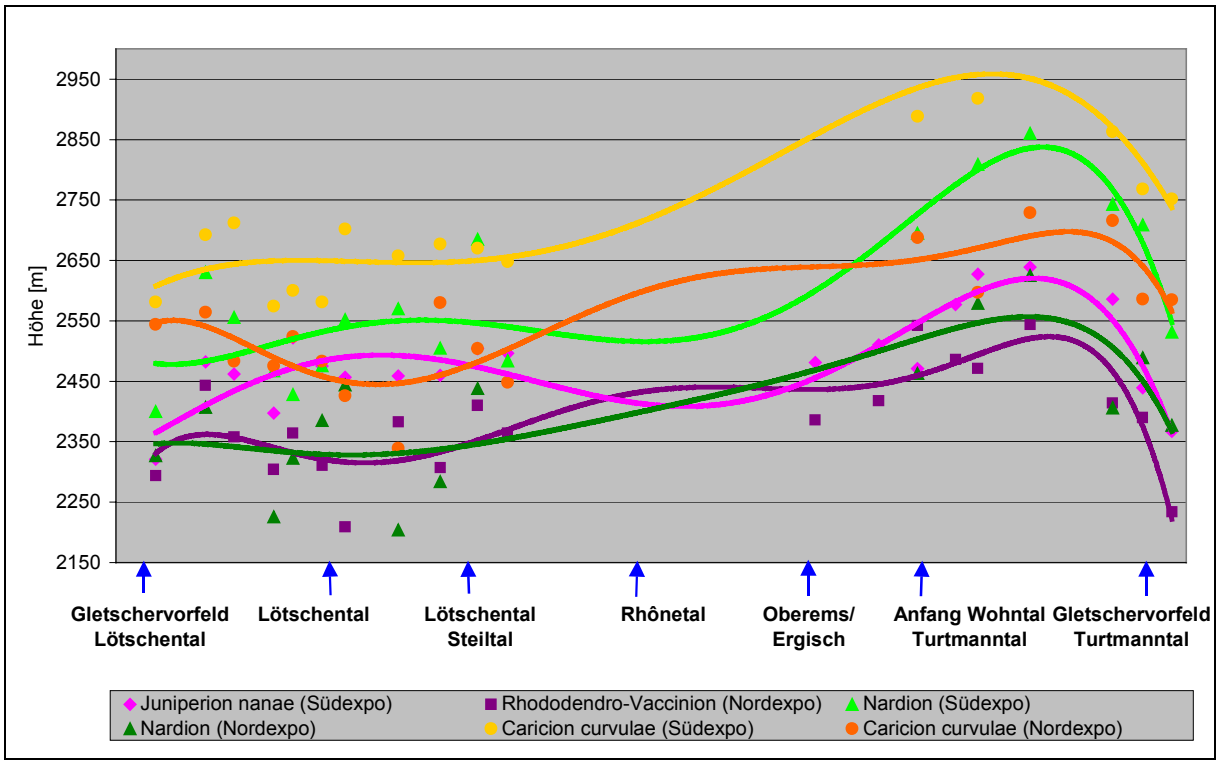


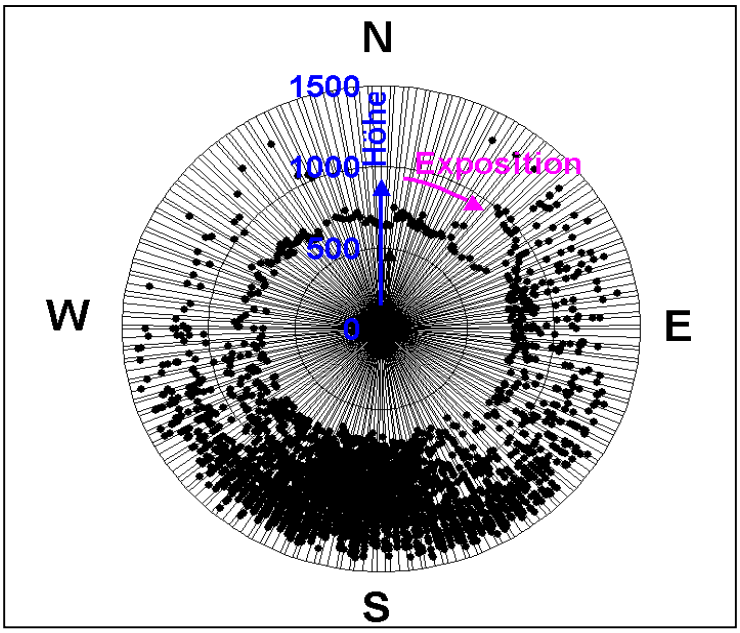
Abb. 37: Verbands-Höhengrenzen in Abhängigkeit von der Exposition im Längsprofil des Untersuchungsgebietes.

Zunächst soll in Erweiterung der Ergebnisse aus Abb. 34 in E1.2.1 der expositionelle Unterschied von Vegetationsobergrenzen deutlich gemacht werden. Abb. 37 zeigt die unterschiedliche Höhenlage der Obergrenze von 2 alpinen Rasen- und einem Zwergstrauchverband im Vergleich zwischen Nord- und Südexposition im Längsprofil des Untersuchungsgebietes. Die jeweils helleren Farbtöne des Farbduos repräsentieren die südliche, die dunkleren die Nordexposition. Die Erstellung erfolgte wie für die Abb. 34, für die Zwergsträucher wurde der trockene Verband für die Südexposition und der feuchtere für die Nordexposition verwendet.

Neben der bereits ausführlich diskutierten Anhebung der Obergrenzen zum Turtmanntal aufgrund des Massenerhebungseffektes hin liegen die Südexpositionen mit knapp 100m bis 300m jeweils deutlich über den Nordexpositionen. Genau wie die Waldgrenzlagen fallen auch die der hier dargestellten Verbände zu den vergletscherten Profilenden hin ab, was besonders im Turtmanntal deutlich wird. Ein weiterer Gletschereinfluß ist auf dem Schatthang des Lötschentals zu verzeichnen: die jeweiligen Nordexpositionen der Verbände erfahren hier eine Depression durch die tief herunterreichenden Seitengletscher (Nest-, Birch-, Stampbach- und Loibinbachgletscher), die die klimatischen Bedingungen für das Pflanzenwachstum in ähnlicher Weise verschlechtern wie der Haupt-Talgletscher. Da im Turtmanntal solche Seitengletscher fast völlig fehlen, erreichen hier die Verbände ihre größten Höhen. Dabei scheinen die Südexpositionen wesentlich begünstigter zu sein, sie steigen zumindest für die alpinen Rasen zum Turtmanntal um 200-300m an, wohingegen die

Nordexpositionen mit 100-150m nur leicht steigen. Die Amplitude der Zwergsträucher bleibt dagegen wesentlich geringer; Ursachen hierfür könnten in der geringeren Kältetoleranz der Zwergsträucher als geschlossenem Verband liegen. Aufgrund der Kontinentalität verstärken sich damit einerseits mit zunehmender Höhe und andererseits zusätzlich zum Süden des Untersuchungsgebietes die Expositionsgegensätze im Untersuchungsgebiet.

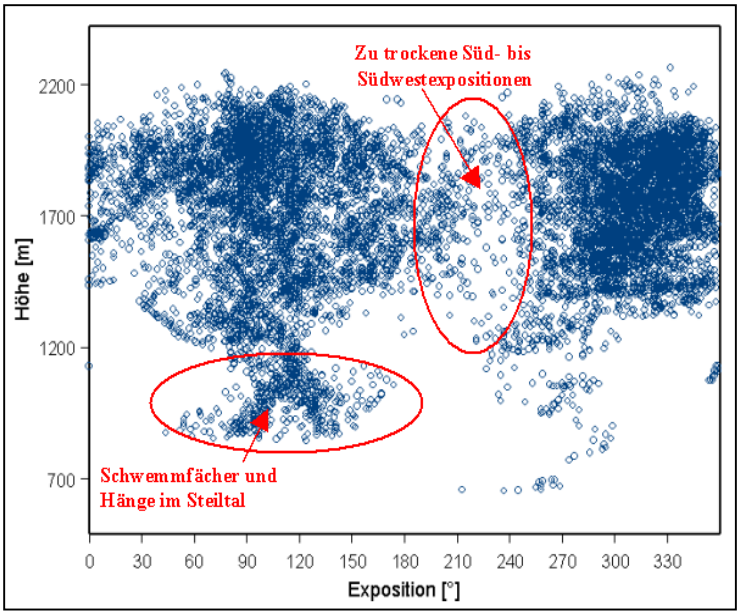
Für eine Einschätzung der ökologischen Standortbedingungen im Hinblick auf Höhe und Exposition wurden Ökogramme einzelner Vegetationsverbände erstellt. Ein Beispiel für das *Quercion pubescenti-petraeae* zeigt die Abb. 38.



Das *Quercion pubescenti-petraeae* tritt grundsätzlich in allen Expositionen auf, allerdings mit einer Ballung um S bis SW. In reinen Nord- und Westlagen findet sich der Flaumeichenwald nur in tieferen Lagen bis etwa 750m, während er zwischen SE und SW bis 1450m ansteigt. Die östlichen Expositionen ergeben sich aus dem Umbiegen des Hangs Richtung Nord zum Übergang ins Steiltal.

Abb. 38: Ökogramm der Flaumeichenwälder.

Mit Hilfe der Ökogramme ist auch in erster Näherung festzustellen, ob die Vegetationsverbände einheitliche ökologische Standorte aufweisen, d.h. ob die Verteilung der Datenpunkte annähernd



normalverteilt ist oder ob sie bi- oder multimodale Häufigkeiten aufweist oder noch komplexere Formen annimmt, die auf zwei (oder mehrere) ökologische Nischen hindeuten. Während das *Quercion pubescenti-petraeae* eine eindeutige Häufung um Süd- bis Südwest zeigen, können z.B. für das *Alnenion viridis* drei verschiedene Häufigkeitsmaxima ermittelt werden (vgl. Abb. 39).

Abb. 39: Ökogramm der Grünerlengebüsche.

Deutliche Maxima liegen in West- und Ostexpositionen aufgrund der konvexen Form der Schwemmfächer am Schatthang des Lötschentals und auf den Schwemmfächern und Hängen im Steiltal. Reine Südexpositionen sind kaum besetzt, da sie zu trocken für Grünerlengebüsche sind.

Das *Caricion curvulae* weist darüber hinaus eine höhenabhängige Veränderung der Expositionshäufigkeiten auf, wie sie in Abb. 40 zu sehen ist. Diese komplizierten ökologischen Zusammenhänge sind schwer zu parametrisieren und erweisen sich als zu komplex, um sie mit einfachen Modellverfahren zu erfassen (siehe E3).

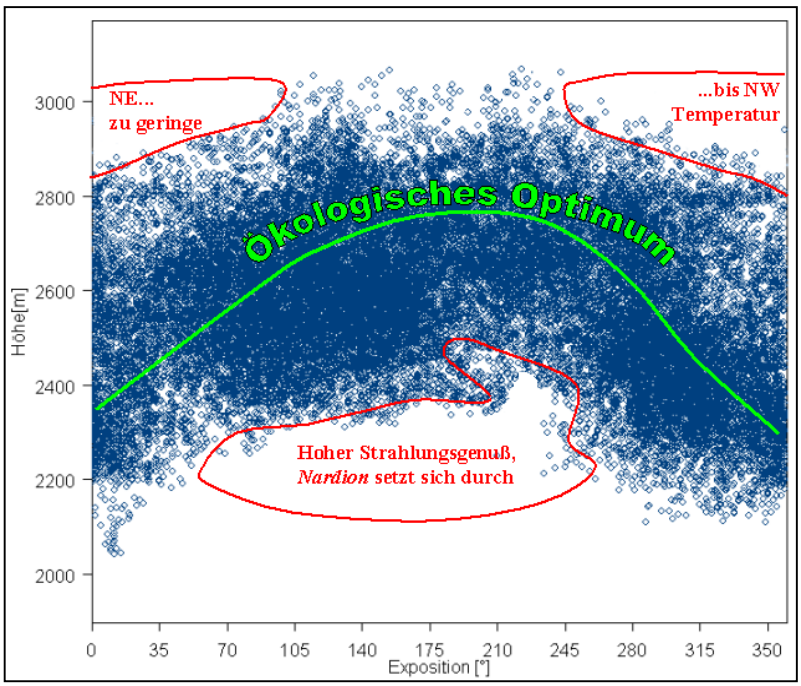


Abb. 40: Ökogramm des Krummseggenrasens.

Abschließend ist festzustellen, daß sich allein aus den beiden Reliefparametern Höhe und Exposition komplexe Habitatstrukturen der Vegetationsverbände ergeben. Diese können durch den Einsatz weiterer Reliefparameter noch detaillierter analysiert werden, worauf im folgenden Abschnitt eingegangen werden soll.

E1.2.3 Hangneigung

Die Verteilungsmaße (Minimum, Mittelwert, Maximum) der einzelnen Vegetationsverbände in Bezug auf die Hangneigung sind in der Abb. 41 dargestellt.

Im Vergleich zu der ähnlichen Darstellung für die Höhen in Abb. 31 fällt auf, daß die Hangneigungen weniger klassenspezifisch als die Höhen sind, die Streuung ist in fast allen Verbänden relativ groß über mehrere 10er Grad. Es ist jedoch zu vermuten, daß bei den meisten Vegetationsverbänden ein Großteil der entsprechenden Klassenpixel relativ eng um den Mittelwert streut, was mit Hilfe von Quantil- und Histogramm-Plots bestätigt werden konnte.

An dieser Stelle werden wiederum Probleme, die aus dem multiskaligen Ansatz resultieren, deutlich: die relativ grobe Auflösung des DHM25 kann den aus hochauflösenden Luftbildern abgeleiteten Vegetationseinheiten oft nicht gerecht werden. Besonders an Standorten mit relativ kleiner Gesamtfläche kann es vorkommen, daß eine Verebnung, die im realen Relief zur Ausbildung eines entsprechenden Verbandes wie z.B. der Schneetälchen führt, vom DHM25 nicht erfaßt wird.

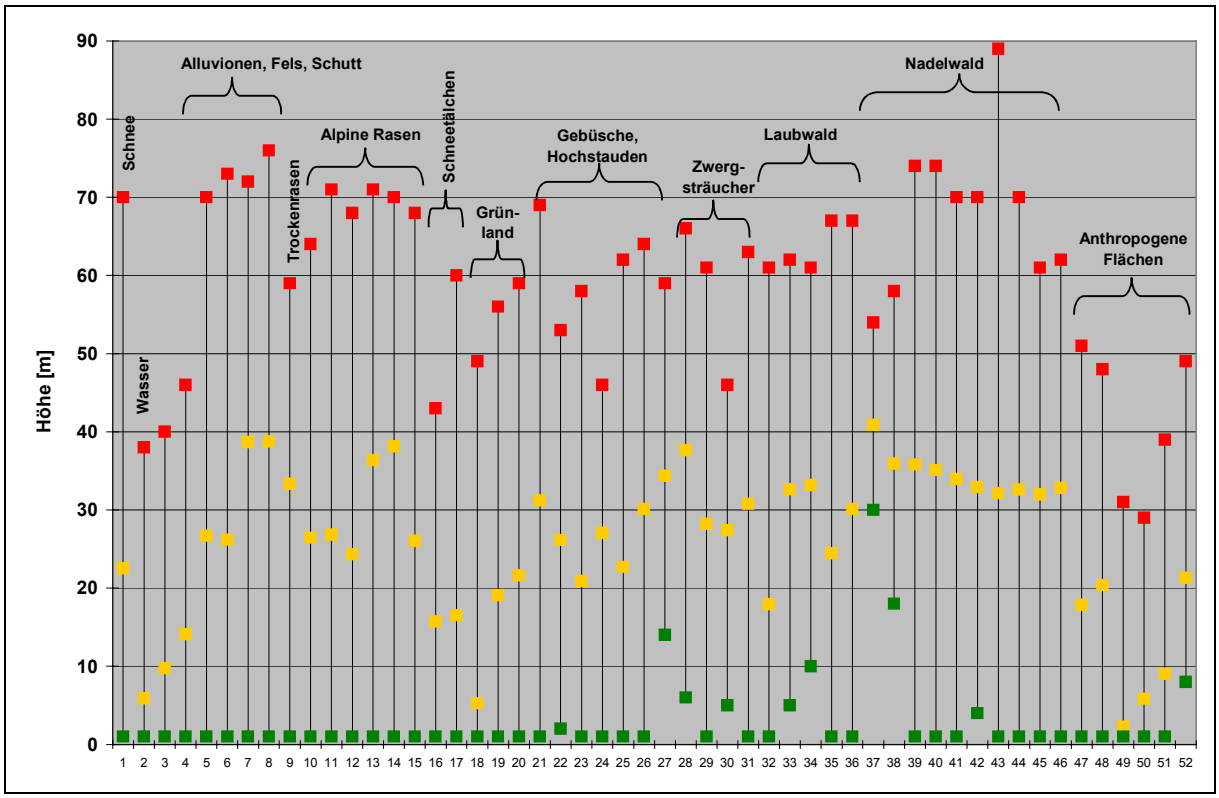


Abb. 41: Verteilungsmaße (Minimum ☐, Mittel ☐, Maximum ☐) der Hangneigung für die 52 Vegetationsverbände und Bedeckungsklassen.

Abb. 42 zeigt die Skalen-Effekte, die durch die DHM-Maschenweite von 25m enstehen: der untere Teil der Abbildung stellt zwei verschiedene Realisationen einer Oberfläche aus den Rasterpunkten dar. Man sieht, daß eindeutig eine Generalisierung des realen Reliefs durch das Modell stattfindet, die je nach Interpolationsalgorithmus die Standorte von Schneetälchen herausmittelt oder in ihrer Lage verschiebt. Umgekehrt kann es aufgrund dieser Verschiebung und der Generalisierung dazu kommen, daß einzelne Vegetationsverbände bestimmten Reliefparametern zugewiesen werden, auf denen sie real gar nicht vorkommen! (vgl. auch SCHNEIDER 1998, KENWARD et al. 2000, REES 2000). Darüber hinaus liegt eine zusätzliche Problematik in dem DHM25 an sich begründet: da keinerlei Metainformationen zur Abschätzung möglicher Höhenfehler vorliegen, stellt das Höhenmodell selber nur eine Näherung unbekannter Genauigkeit der realen Oberfläche dar. In BRZEZIECKI et al. (1993, S. 500) beispielsweise werden Höhenwerte aus dem DHM250 der Schweiz mit Geländemessungen verglichen: während bei der Höhe nur 3% der Punkte eine Abweichung um mehr als 50m aufweisen, ergeben sich für die Hangneigung durch Fehlerfortpflanzung bereits über ein Viertel der Punkte, die über 30% von der Realität abweichen! Diese Potenzierung der DHM-induzierten Fehler durch die 1. und 2. Ableitung ist bislang wenig untersucht und daher für die vorliegende Arbeit kaum abzuschätzen. Ihre Problematik für die Analyse von Zusammenhängen und für die Modellierung betonen auch BROWN 1(994b, S. 644), DAVIS u. GOETZ (1990, S. 73) und FRANKLIN (1998, S. 736).

Diese Skalen- und Genauigkeitsproblematik muß bei der Interpretation der Ergebnisse vor allem bei kleineren azonalen oder extrazonalen Vegetationsverbänden beachtet werden und ist besonders für die Modellierung von Bedeutung (siehe E3).

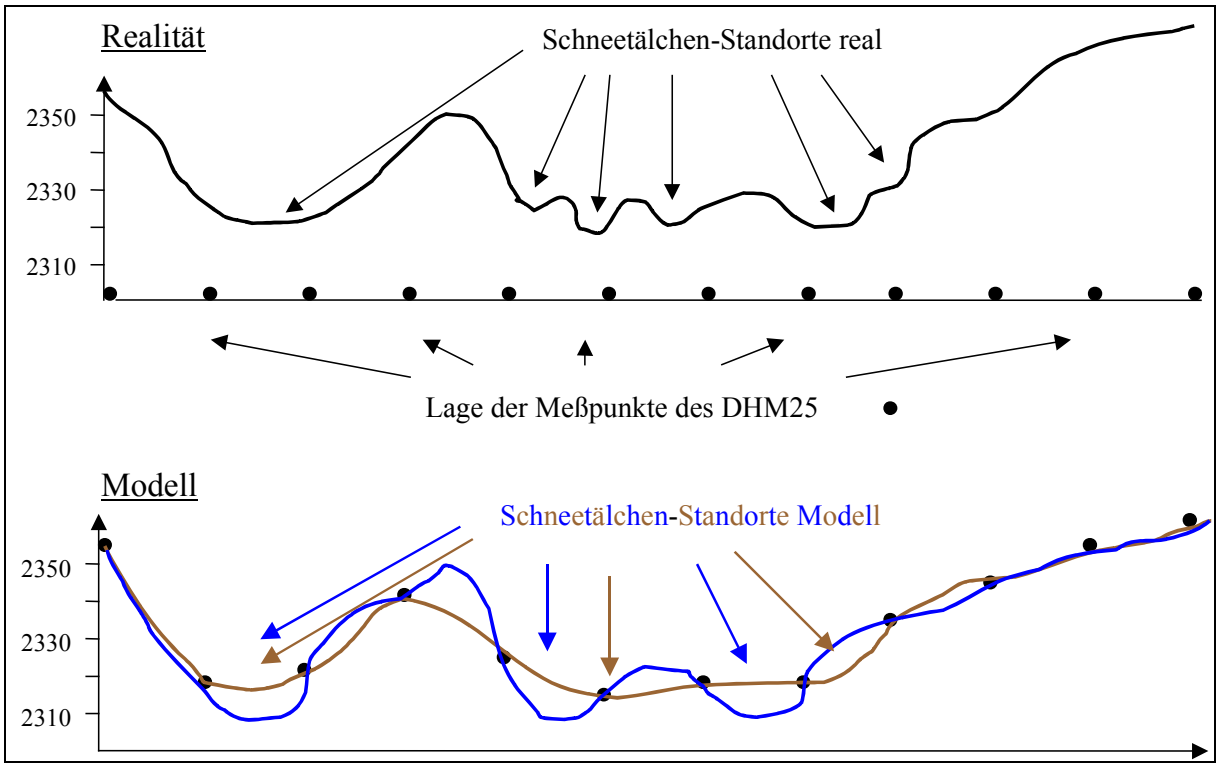


Abb. 42: Skalenproblematik bei der Erfassung der Standortparameter (braun und blau= zwei verschiedene Realisationen der Modelloberfläche.

Da jedoch kein anderes DHM zur Verfügung stand, gab es in dieser Hinsicht keine Alternative; jedoch wäre ein Vergleich mit Analysen aus höher aufgelösten DHMs wünschenswert und sinnvoll.

Relativ geringe mittlere Hangneigungen bis 14° ergeben sich für Wasser und assoziierte Verbände (2-4), das *Arrhenaterion* (18) sowie anthropogene Einheiten (49-51), starke Hangneigung weisen natürlicherweise Felsstandorte (7, 8) mit knapp 40° Mittelwert auf, worüber nur noch das lichte *Abieti-Piceion* (37) mit 42° im Steiltal liegen. Bei den alpinen Rasen haben diejenigen, die sich bevorzugt in Rinnen ansiedeln (*Agrostietum schraderianae* (13) und *Festucion variae* (14)) Neigungen von 36° bzw. 38°. Ebenso wie das *Abieti-Piceion* ist auch das *Alnenion viridis* mit hohem *Betula*-Anteil (27) nur im Steiltal des Lötschentals zu finden, woraus sich hohe mittlere Hangneigungen von über 35° ergeben.

Da die Nadelwälder (38-46) zu einem Großteil nur noch Bannwälder darstellen, verwundert es nicht, daß alle zugehörigen Verbände im Mittel in Lagen mit Neigungen zwischen 30° und 35° zu finden sind, jedoch ist ihre Amplitude mit 75° recht hoch.

Im Hinblick auf die landwirtschaftliche Nutzungsaufgabe ist vor allem der Vergleich der intensiv genutzten Fettwiesen und –weiden *Polygono-Trisetion* und *Poion alpinae* (19, 20) mit dem Vergandungsstadium des *Corylo-Populion* (24) interessant. Während erstere durchweg Mittelwerte um 20° Neigung aufweisen, liegen die aufgelassenen Flächen, wie zu vermuten, in den steilsten der ehemals genutzten Hanglagen mit knapp 30°. Allerdings sind z.T. auch steilere Hangpartien noch heute in der Nutzung, ihr Flächenanteil liegt jedoch nur bei 10-15%.

E1.2.4 Wölbung

Da die weiter unten diskutierten Reliefklassifikationsansätze zum Großteil auf dem Wölbungsparameter beruhen, soll er an dieser Stelle ausgespart werden. Es wird allerdings festgehalten, daß die Unterschiede in den Wölbungen zwischen den einzelnen Vegetationsverbänden erstaunlich gering sind, was wiederum eine Folge der generalisierenden Wirkung des DHM25 sein kann.

E1.2.5 Sekundäre Reliefparameter

Die sekundären Reliefparameter eignen sich teilweise zur weiteren Abgrenzung der Vegetationsstandorte untereinander, sie sollen jedoch aufgrund z.T. redundanter Informationen nicht in der gleichen Ausführlichkeit wie die primären Reliefparameter diskutiert werden.

Strahlung

Beispielhaft wurde die Strahlung ausgesucht, um den Einfluß eines sekundären Reliefparameters zu diskutieren. Da das Verteilungsmaß-Diagramm (Mittelwert-Minimum-Maximum) ebenso wie das der Hangneigung wenig klassenspezifisch ist, wird hier die entsprechende Verteilung auf 8 Strahlungsklassen dargestellt (siehe Abb. 43)

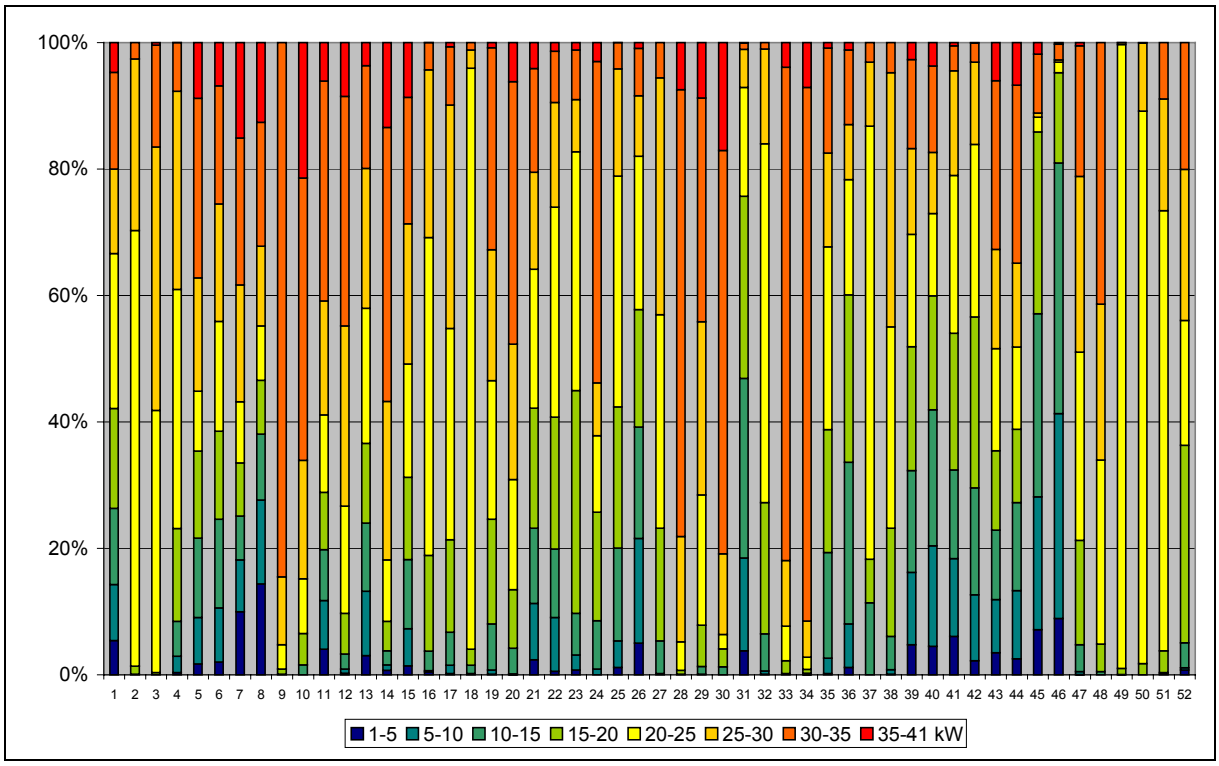


Abb. 43: Prozentuale Verteilung der Vegetationsverbände und Bedeckungsklassen auf 8 Einstrahlungsklassen (in kW).

Die Klassen mit dem höchsten Strahlungsgenuß sind zum einen die der Trockenvegetation mit *Stipo-Poion etc.* (9), *Juniperion sabinae* (28) und *Quercion pubescenti-petraeae* (33, 34) sowie zum anderen die beiden wärmeliebenden Zwergstrauchheiden des *Juniperion nanae* (29) und des *Arctostaphyletum* (30). Da das *Seslerion* (10) im Untersuchungsgebiet nur auf der südexponierten Flanke des Meidhorns

vorkommt, erhält es ebenfalls viel Einstrahlung, wobei jedoch bei azonalen kleinflächigen Einheiten wie dieser aufgrund nicht gesicherter Repräsentativität des Standortes Vorsicht bei der Interpretation geboten ist. Gegenüber den wärmeliebenden Einheiten bevorzugen folgende Verbände eher Schattenlagen: *Epilobion angustifolii* (21), *Adenostylion alliariae* (22), *Sambuco-Salicion* (23), *Rhododendro-Vaccinion* (31), *Alnion incanae* (32) sowie *Vaccinio-Piceion* (45, 46), deren Standort bereits oben diskutiert wurde (siehe E1.2.2).

Aktivitätsindex

Besondere Diskussion verlangt der Aktivitätsindex. Rein visuell ist dieser Index durch seine Kombination von Hangneigung und kontributivem Einzugsgebiet in der Lage, Bereiche mit hohem Aktivitätspotential anzuzeigen. Er wäre daher als geeigneter Reliefparameter für geomorphologische Prozeßaktivität nutzbar. Allerdings weist er in dieser Form bislang nur die Bereiche mit hohem Aktivitätsgrad aus, während die Bereiche, die vom Auslaufen dieser Prozesse beeinflußt werden, jedoch selber nicht mehr so steil sind, nicht erfaßt werden, wie die Abb. 44 zeigt.

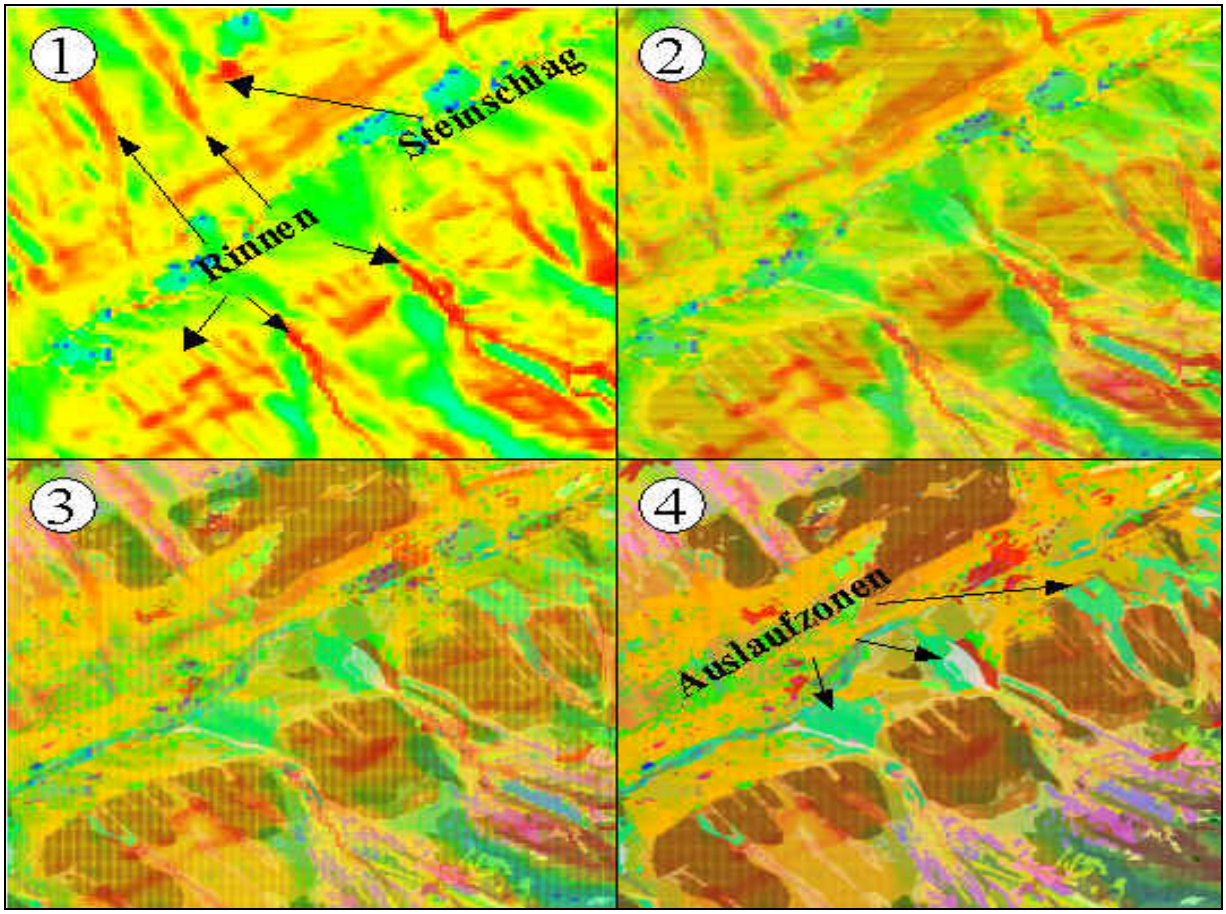


Abb. 44: Kapazitäten und Grenzen des Aktivitätsindex überlagert auf die Vegetationskarte (rot= hohes Aktivitätspotential, grün = geringes Potential).

Die Rinnen im Wald und die Lawinenbahnen, in denen nur lichter Wald (hellbraun) oder kein Wald vorkommt, werden durch den Aktivitätsindex hervorragend repräsentiert, allerdings nicht die Schwemmfächerbereiche (hellgrün in der Vegetationskarte), die als Auslaufzonen viel breitflächiger von den geomorphologischen Prozessen betroffen sind.

Es zeigt sich weiterhin, daß z.T. einige zusammengesetzte Variablen wie z.B. das kombinierte Strahlungs-Feuchtemaß ND-RAD/WDM-I oder der Aktivitätsindex schlechtere Prediktoren zu sein scheinen, als ihre Ausgangsvariablen, aus denen sie kombiniert wurden. Andererseits zeigt die zusammengesetzte Variable Feuchteindex in einigen Analysen (z.B. bei den Kontingenztafeln) ein höheres Prediktorpotential (durch höhere Korrelation) als die Hangneigung und die Flowaccumulation/das WDM. Es kann daher nicht die grundsätzliche Aussage von MOORE et al. (1991a, S. 65) bestätigt werden, daß Einzelvariablen bessere Prediktoren als zusammengesetzte Variablen sind, in der vorliegenden Studie zeigen sich gegenläufige Tendenzen. Dies ist dadurch zu erklären, daß die jeweilige Überlegenheit eines zusammengesetzten Parameters gegenüber den Einzelkomponenten davon abhängt, ob die einzelnen Vegetationstypen in gleicher Weise auf die Einzelkomponenten reagieren. Verlaufen die Reaktionen auf die Einzelkomponenten, d.h. die räumliche Ausbildung von Mustern unter den Vegetationstypen nicht gleichförmig, dann ist der Bezug zwischen Vegetationstyp und zusammengesetztem Parameter statistisch nicht signifikant, womit die Einzelparameter besser als Indikator dienen. Zu ähnlichen Resultaten kommen ebenfalls PINDER et al. (1997, S. 28), deren topographischer Index als Kombination aus 4 Reliefparametern ein schlechteres statistisches Ergebnis liefert als die Einzelparameter.

E1.2.6 Gesamtstatistiken, Verteilunsgmaß-Matrix

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß aufgrund der Verteilungsmaße und gezeigten Diagramme die Höhe der zunächst wichtigste Parameter für die Unterscheidung zwischen den Vegetationsstandorten zu sein scheint, gefolgt von den übrigen primären und je nach betrachteter Vegetationseinheit den sekundären Reliefparametern. Die Darstellung der Verteilungsmaße liefert einen guten Überblick über die Zusammenhänge einzelner Verbände mit den jeweiligen Reliefparametern; man kann Verbände mit hoher Affinität zu bestimmten (Ausprägungen von) Reliefparametern von solchen ohne bestimmte Anforderungen an den jeweiligen Parameter unterscheiden. Auf diese Weise können die reliefbedingten Standortfaktoren für jede Vegetationsklasse multidimensional erfaßt werden.

Um zusammenfassend einen Überblick über den statistisch-deskriptiven Gesamtzusammenhang jedes Vegetationsverbandes bzw. jeder Bedeckungsklasse mit jedem der 15 hauptsächlichen Reliefparameter zu bekommen, wurde eine Matrix angefertigt, die pro Vegetationsverband Aufschluß über die folgenden Verteilungsmaße jedes Reliefparameters gibt:

- Mittelwert
- Median
- Minimum
- Maximum
- Standardabweichung
- Variationskoeffizient

Diese Tabelle, die dem Anhang 8 zu entnehmen ist, liefert die genaue Beschreibung der Standortausstattung einer jeden Vegetationsklasse im Hinblick auf das Relief. Eine ausklappbare Tabelle zur Erläuterung der Variablenkürzel findet sich in Anhang 7. Sie erweitert und konkretisiert

damit am Beispiel des Untersuchungsgebietes Standorte typischer Hochgebirgsvegetation, wo sie in der bestehenden Literatur oft nur mit groben Richtwerten oder Mittelwerten für unterschiedlichste Gebiete angegeben ist. Diese Matrix stellt in komprimierter Form die notwendige Information für die Modellierung in Kapitel E3 bereit. Darüber hinaus liefert sie wertvolle Einsichten in die Ökologie der Hochgebirgsvegetation und kann z.B. für regelbasierte Klassifikationen oder auch für die Modellbildung ähnlich strukturierter oder benachbarter Gebiete das notwendige Expertenwissen liefern. Dieser Aspekt wird im zusammenfassenden Kapitel F nochmals näher erläutert.

E1.2.7 Relief-Klassifikationen

Eine der Ursachen, weshalb welche Vegetationseinheit in welchem Tal vorkommt, sind die dort auftretenden Reliefformen. Wie schon in E1.2 dargestellt, ist das Vorhandensein bestimmter Formen oder Formelemente in bestimmten Höhen oder Expositionen notwendig, damit sich gewisse Vegetationseinheiten ansiedeln können (vgl. PINDER et al. 1997, KIRKBY 1995, KLUG-PÜMPEL 1982, BARRIO et al. 1997, BROSOFSKE et al. 1999).

Es galt in der vorliegenden Arbeit zu prüfen, inwieweit welche Vegetationsverbände an bestimmte aus der Reliefklassifikation abgeleitete Formelemente oder Reliefeinheiten gebunden sind und daraus zu folgern, ob und welche Form der Reliefklassifikation potentiell für die vegetationskundliche Habitatstrukturierung im Hochgebirge sinnvoll einzusetzen ist.

Der Vergleich der Vegetationskarte mit den Ergebnissen der Reliefklassifikationsverfahren zeigt zunächst eine gute visuelle Übereinstimmung zwischen einigen Vegetationsverbänden und bestimmten Reliefeinheiten. In der Abb. 45 zeigt sich, daß die Vorkommen der Schneetälchen (links, rote Kreise) immer an die konkaven, leicht geneigten Flächen (rechts, pink) gebunden sind.

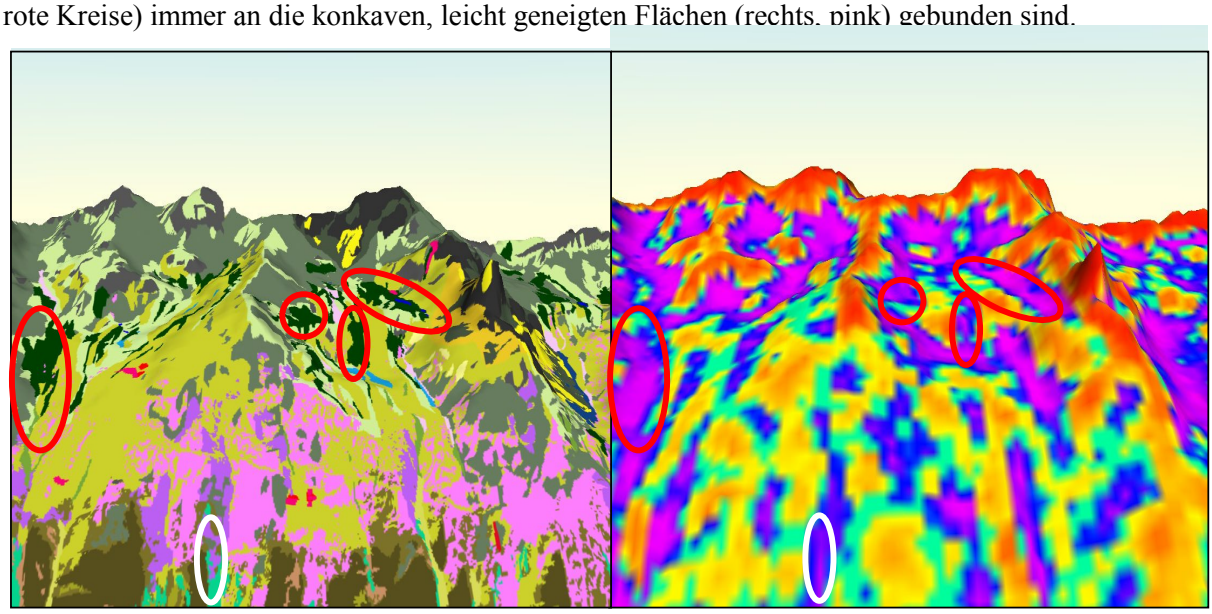


Abb. 45: Visueller Vergleich der Vegetationskarte mit Formelementen in Augsttälli und Chalte Berg im Turtmanntal (vgl. auch Abb. 21).

Andersherum kommen jedoch nicht in allen konkaven Flächen Schneetälchen vor. Speziell in den Rinnen im vorderen Teil des Augsttällis finden sich Grünerlengebüsche (weißer Kreis), die die stärker geneigten Konkavitäten besiedeln.

Im Vergleich der linken und rechten Bildhälfte fällt hier deutlich der große Unterschied in der räumlichen Auflösung der Vegetations- und Reliefdaten auf, auf die später noch einmal eingegangen wird. Im folgenden werden die Ergebnisse der Häufigkeitsverteilungen der Vegetationsverbände auf die Reliefeinheiten der 3 Reliefklassifikationen diskutiert.

Pfadverfolgung/Profilerkennung mittels SARA

Die Ausweisung von 3 hydrologischen Einheiten in SARA ergab folgende Häufigkeitsverteilung für die Vegetationsklassen (siehe Abb. 46):

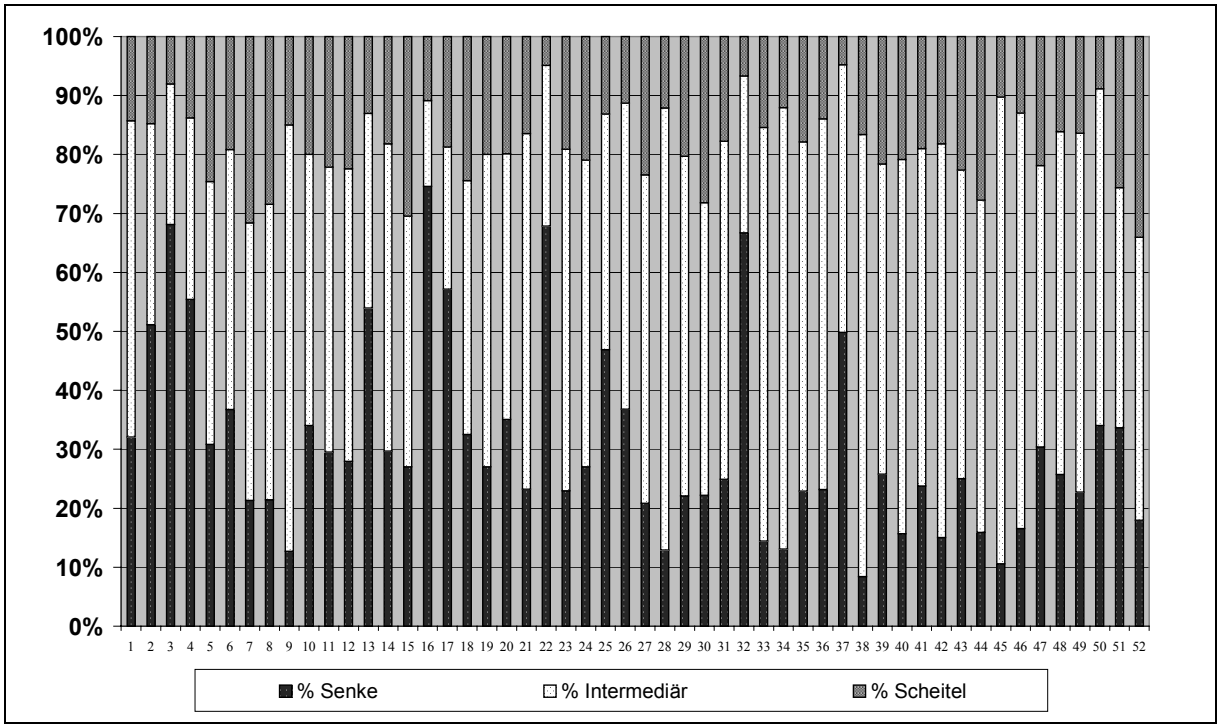


Abb. 46: Häufigkeitsverteilung der Vegetationsverbände auf die 3 hydrologischen Einheiten aus SARA (Kategorie 2).

Für einige Vegetationsklassen scheint die Dreiteilung des Reliefs in Senken-, Intermediär- und Scheitelbereiche geeignet, für den Großteil der Verbände zeichnet sich jedoch keine signifikante Zugehörigkeit zu einem bestimmten geomorphographischen Formtyp ab. Da das Verfahren nur Wölbungstendenzen, d.h. Änderungen der Exposition und Hangneigung berücksichtigt, ohne die Richtung der Exposition oder den Grad der Hangneigung in Betracht zu ziehen, kann es lediglich Auskunft darüber geben, welche Vegetationsverbände sensibel auf Feuchteverteilung und/oder die Exponiertheit gegenüber Wind und Witterungseinflüssen reagieren.

Die Verbände, die zu einem Großteil im Formtyp Senke liegen, sind die stehenden Gewässer mit der zugehörigen Feuchtvegetation und den Alluvionen (2-4), die jeweils zu 50-65% in den Senkenbereichen liegen. Mit über 50% bis 75% zeigen sowohl das *Agrostietum schraderianae* (13) als auch die Schneetälchen (16, 17), das *Adenostylion alliariae* (22) und das *Alnion incanae* (32) eine hohe Präsenz in den Senkenbereichen, wodurch deutlich wird, daß diese Verbände Standorte mit hohem Feuchtegehalt bevorzugen. Jedoch weisen auch sie bis zu 15% Standorte in den genau entgegengesetzten Scheitelbereichen auf, was zum einen auf die Schwäche der allgemeingültigen Zuordnungsfähigkeit dieses Verfahrens von Vegetationsverbänden zu Reliefformen hindeuten könnte.

Allerdings ist durchaus anzunehmen, daß zum anderen hier wieder die Skalenproblematik zum Tragen kommt, indem durch das 25m-Raster Intermediär- oder sogar Scheitelbereiche ausgewiesen werden, obwohl sie in mikro(B)- skaliger (vgl. FRIEDRICH 1996, S. 104) Betrachtung kleinste Depressionen enthalten, in denen der entsprechende Vegetationsverband eigentlich zu finden ist.
Es scheint damit, daß die Aggregation von Einzelpixeln mit bestimmter Wölbungstendenz zu Reliefeinheiten die bereits oben angesprochenen aus dem Multiskalen-Ansatz resultierenden Schwierigkeiten noch weiter verstärkt, weil sich Fehler mit jedem Schritt der Weiterverarbeitung in nicht abzuschätzendem Ausmaß fortsetzen können (vgl. MICHAELSEN et al. (1994, S. 684). Eine Reliefklassifikation im Sinne der Kategorie 2 aus SARA mit dem DHM25 ist daher nur bedingt für wenige Vegetationsklassen ein geeignetes Verfahren zur Ausweisung potentieller Standorte.
Da die Kategorie 3 zwar ein diverseres (weil mit 8 geomorphographischen Reliefeinheiten), jedoch nicht wesentlich signifikanteres Ergebnis für die Zuweisung von Vegetationsverbänden liefert und damit das oben Gesagte in gleicher Weise zutrifft, soll hier nicht näher darauf eingegangen werden.

Formelemente-Methode nach Dikau

Die Methode ergibt 9 verschiedene Formelemente, von denen die Kombinationen VX und XV recht selten im Untersuchungsgebiet auftreten.
Die Abb. 47 zeigt die Häufigkeiten, mit denen die Vegetationsverbände in den einzelnen Formelementen auftreten.

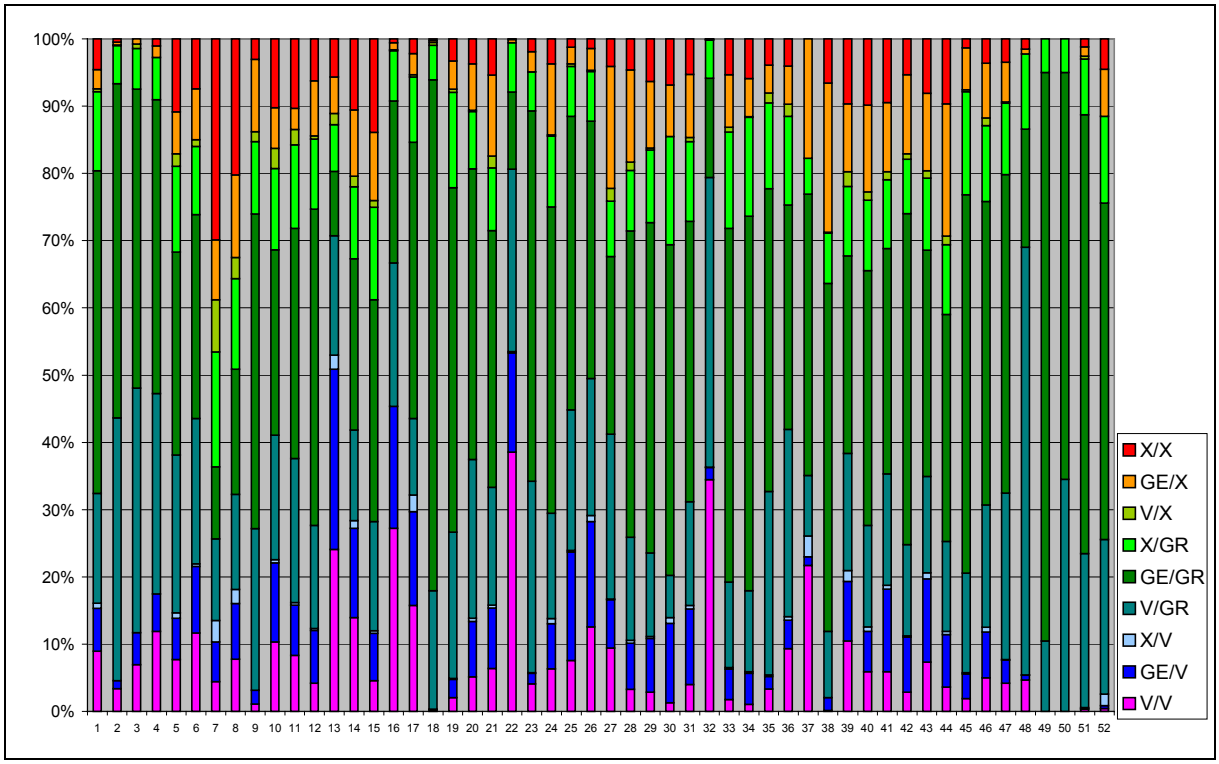


Abb. 47: Häufigkeitsverteilung der Vegetationsverbände auf die 9 Formelemente nach DIKAU (1988).

Grundsätzlich ist festzustellen, daß der Anteil der in Horizontalrichtung gestreckten Flächen (grüne Farben) in allen Verbänden sehr hoch ist (meist 50-70%) und daß darin die Kombination GE/GR für fast jede Vegetationseinheit am häufigsten vorkommt. Dies kann zum einen bedeuten, daß die

Grenzziehung zwischen konvexen, gestreckten und konkaven Flächen trotz visueller Plausibilität nicht kompatibel zu den realen Standorten der Vegetationsverbände ist und in einem iterativen Verfahren an die betrachteten Verbände angepaßt werden müßte. Es kann aber auch bedeuten, daß bei der Gitterweite des DHM25 ein Großteil aller Flächen im Untersuchungsgebiet als horizontal gestreckt charakterisiert wird. Dies ist, soweit man die Bachrinnen unbeachtet läßt, die jedoch geringe horizontale Ausdehnung haben, für die Horizontalrichtung bei der Gitterweite von 25m eher anzunehmen als für die Vertikalrichtung. Bei ersterer sind die Krümmungsradien sehr groß und die mikroskaligen Abweichungen werden nicht erfaßt, wohingegen Hangverflachungen und -versteilungen in Gefällsrichtung stärker sind, so daß z.B. im Bereich der Trogschultern starke Wölbungen produziert werden.
Ähnlich wie bei den 3 Formtypen aus SARA können hier ebenfalls die Vegetationseinheiten extrahiert werden, die sich vornehmlich in den Formelementen XV, GEV und VV und damit in Rinnenstrukturen ansiedeln: das *Agrostietum schraderianae* (13), die Schneetälchen (16, 17), das *Adenostylion alliariae* (22) und das *Alnion incanae* (32). Im Gegensatz zu SARA liegen jedoch Wasser und assoziierte Klassen nicht in Konkavbereichen, sondern auf gestreckten Flächen.
Zusammenfassend kann man feststellen, daß mit dieser Methode keine zusätzliche Information bezüglich Vegetationsstandorten zu gewinnen ist, eine Kongruenz zwischen Verbänden und Reliefeinheiten ist eher noch schwieriger auszumachen als bei den 3 Formtypen aus SARA. Genau wie dort spielt hier wahrscheinlich der Skalensprung eine entscheidende Rolle, der bei einer 9-Teilung der Fläche sicherlich größere Fehlzuordnungen oder weniger plausible Standortmuster produziert als mit lediglich 3 groben Reliefeinheiten.

Unüberwachte Klassifikation mit dem ISODATA-Clustering

Das Ergebnis des ISODATA-Clustering erinnert von der räumlichen Verteilung an die Formelemente-Methode, die 9 Cluster bilden zwar ein ähnliches Bild wie die Formelemente, jedoch sind ihre räumliche Ausbreitung und damit ihre Abgrenzungskriterien verschieden. Bei den Clustern ist ebenfalls eine Überrepräsentanz der Klasse, die etwa mit den gestreckten Flächen der Formelemente zusammenfällt, zu erkennen. Da die Klasseneinteilung des Clusterverfahrens auf der Abgrenzung homogener Datenstrukturen basiert, ohne diese explizit zu nennen, ist es schwierig, ohne detaillierte Analyse den ausgewiesenen Klassen Wölbungseigenschaften zuzuweisen. Eine statistische Untersuchung der Minima, Maxima und Mittelwerte ergab keine klare Trennung der Klassen. Da das Ergebnis in der räumlichen Verteilung jedoch den Formelementen sehr ähnlich sieht, können ähnliche Wölbungstendenzen, wenn auch mit leicht veränderten Schwellenwerten, angenommen werden.
Es zeigt sich, daß die grundsätzliche Verteilung der Vegetationsverbände über die Cluster ein ähnliches Bild ergibt wie bei den Formelementen. Eine Dominanz der feuchteliebenden Klassen in den Konkavitäten ist auch mit diesem Verfahren zu bestätigen. Jedoch treten hier genau wie in den oben diskutierten Ansätzen die gleichen Probleme einer fehlenden Eindeutigkeit der Zuordnung von Vegetationseinheiten zu Reliefclustern auf. Die Begründung dürfte hierfür die gleiche wie oben sein und in der unterschiedlichen Skala der Betrachtung liegen.

Es zeigt sich, daß die vorgestellten Reliefklassifikationsverfahren bei der gegebenen Datenstruktur keine eindeutige Zuweisung von Vegetationsverbänden zulassen, sie liefern lediglich eine Näherung für die Standortindikation derjenigen Verbände, die an Feuchte oder Trockenheit gebunden sind und in Mulden oder auf rückenähnlichen Strukturen auftreten. Es ist zur Zeit unklar und wäre zukünftig zu prüfen, ob die Defizite eher in den verwendeten Verfahren oder in den nicht übereinstimmenden Datenskalen begründet sind. Zu diesem Zweck wäre eine erneute Durchführung mit einem höher aufgelösten DHM sinnvoll, auf diese Weise ließen sich Skalen- von Verfahrensproblemen unterscheiden.

E1.2.8 Geotektonik und Böden

Abschließend wurden die Vegetationsverbände mit der Geotektonischen und der Bodeneignungskarte verschnitten, um Zusammenhänge zu untersuchen. Allerdings stellte sich heraus, daß die Skalen beider Kartenwerke viel zu grob für die Abgrenzung von Vegetationseinheiten sind, so daß sie im weiteren Verlauf der Arbeit nicht weiter einbezogen wurden.

E2 Statistische Zusammenhangmaße

In Kapitel E1 wurden die Zusammenhänge zwischen Vegetation und Relief weitgehend in qualitativer Hinsicht im Sinne einer Standortindikation von Reliefeigenschaften und –objekten untersucht, die Standortparameter wurden an Beispielen bzw. in einer zusammenfassenden Matrix in Bezug auf ihre Verteilungsmaße quantifiziert. In diesem Kapitel wird nun der statistische Zusammenhang zwischen den Vegetationsverbänden und den Reliefparametern mit Hilfe von Kontingenztafeln, Hauptkomponentenanalysen und einem t-Test-Verfahren untersucht.

E2.1 Kontingenztafeln

Um statistische Zusammenhänge zwischen Variablen berechnen zu können, müssen der Datenstruktur entsprechende Verfahren ausgewählt werden. Während alle Reliefparameter, sofern sie als Rohdaten vorliegen und nicht in Klassen eingeteilt sind, ratioskaliert sind, liegen die Vegetationsdaten nur in Form von Namen der Vegetationsklassen vor und liefern somit nur binäre Informationen über die An- oder Abwesenheit der entsprechenden Klasse an dem betrachteten Punkt; sie sind daher nicht metrisch, sondern nominal skaliert. Metrisch basierte Korrelationsberechnungen wie z.B. des Produktmoment-Korrelationskoeffizienten nach Pearson sind auf die vorliegenden Daten nicht anwendbar. Aus diesem Grund ist es notwendig, auf Zusammenhangmaße nominal-skalierter Variablen zurückzugreifen. Im vorliegenden Fall wurde der Kontingenzkoeffizient (C) nach Pearson ausgewählt, wie er auch in den Studien von FRANKLIN (1995), PINDER et al. (1997) und LOBO et al. (1998b) Anwendung findet. In Anlehnung an BAHRENBERG et al. (1990, S. 210 ff.) wird eine mehrdimensionale Häufigkeits-Matrix (die sogenannte Kontingenztafel) wie folgt erstellt:

X \Y	**1**	**2**	**...j**	**...s**	**SUMME**
1	H_{11}	H_{12}	$...H_{1j}$	$...H_{1s}$	$\sum_{j=1}^{s} H_{1j}$
2	H_{21}	H_{22}	$...H_{2j}$	$...H_{2s}$	$\sum_{j=1}^{s} H_{2j}$
...i	H_{i1}	H_{i2}	$...H_{ij}$	$...H_{is}$	$\sum_{j=1}^{s} H_{ij}$
...r	H_{r1}	H_{r2}	$...H_{rj}$	$...H_{rs}$	$\sum_{j=1}^{s} H_{rj}$
SUMME	$\sum_{i=1}^{r} H_{i1}$	$\sum_{i=1}^{r} H_{i2}$	$\sum_{i=1}^{r} H_{ij}$	$\sum_{i=1}^{r} H_{is}$	$\sum_{i=1}^{r}\sum_{j=1}^{s} H_{ij} = n$

H_{ij} = absolute Häufigkeit von Stichprobenelementen mit der i-ten Ausprägung von X und der j-ten von Y

Tab. 26: Struktur einer Kontingenztafel (Quelle: BAHRENBERG et al. 1990, S. 210 ff.).

Der Kontingenzkoeffizient beruht auf der Überlegung, daß die Randverteilungen, d.h. die Zeilen- und Spaltensummen, dividiert durch die Gesamtanzahl *n*, Schätzungen für die Wahrscheinlichkeit sind, daß die Variablen X und Y den jeweiligen Wert annehmen. Es soll geprüft werden, ob ein Zusammenhang zwischen X und Y besteht. Die entsprechende Nullhypothese lautet:

X und Y sind voneinander stochastisch unabhängig, d.h. Kontingenzkoeffizient C = 0

Zur Prüfung der Hypothese wird die **reale** Häufigkeitsverteilung der jeweiligen Ausprägungen (i, j) mit einer **theoretisch zu erwartenden** Gleichverteilung TH_{ij} im Sinne von:

$$TH_{ij} = n * \frac{\sum_{j=1}^{s} H_{ij}}{n} * \frac{\sum_{i=1}^{r} H_{ij}}{n}$$

verglichen, indem man die χ^2-verteilte Prüfgröße

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^{r}\sum_{j=1}^{s} \frac{(H_{ij} - TH_{ij})^2}{TH_{ij}}$$

berechnet und mit dem kritischen Wert der χ^2-Verteilung für entsprechende Freiheitsgrade vergleicht. Als Maß des Zusammenhangs zwischen X und Y wird der **Kontingenzkoeffizient C** berechnet nach:

$$C = \frac{C^*}{C^*_{\max}} = \sqrt{\frac{k * \chi^2}{(k-1)(n+\chi^2)}}$$, wobei $C^* = +\sqrt{\frac{\chi^2}{n+\chi^2}}$ und $C^*_{\max} = \sqrt{\frac{k-1}{k}}$ mit k = min (r,s)

C ist durch Normierung ein Maß für die Stärke des Zusammenhangs zwischen X und Y. Mit χ^2 wird die Nullhypothese getestet. Der Kontingenzkoeffizient C gibt die Stärke, jedoch nicht die Richtung der Korrelation zwischen den Variablen X und Y an.

Um die entsprechenden Reliefparameter und ihre Verteilungen auf signifikante Zusammenhänge mit den Vegetationsverbänden prüfen zu können und damit die Stärke der Korrelation bzw. die Wichtigkeit des Parameters für die gesamte Vegetation abzuschätzen, mußten die metrischen Daten der Reliefparameter für die Erstellung der Matrix z.T. (sofern sie nicht insgesamt nur wenige Werte aufweisen wie z.B. die Neigung mit 89 Werten) auf nicht-metrisches Niveau „herunterskaliert" werden, indem Klassen gebildet wurden. Die Zellen der Kontingenztafeln ergaben sich aus 52 Vegetationsklassen * Klassenanzahl der Reliefparameter.

Die Ergebnisse der Zusammenhänge der jeweiligen Reliefparameter mit der gesamten Vegetation sind in der Tab. 27 dargestellt. Eine ausklappbare Tabelle zur Erläuterung der Variablenkürzel findet sich in Anhang 7.

Variable	C	Variable	C
dhm 72 Klassen á 50m	0.88	wdminv (log) 11 Klassen	0.48
dhm 36 Klassen á 100m	0.88	find-wdm (log) 6 Klassen	0.58
dhm 7 Klassen Höhenstufen	0.89	dhmstd3 5 Klassen	0.52
slope 89 Klassen	0.67	dhmstd20 5 Klassen	0.41
slope 8 Klassen	0.66	aktind 20 Klassen	0.48
aspcos 100 Klassen	0.57	topo5 175 Klassen	0.47
aspsin 100 Klassen	0.59	rad 41 Klassen	0.62
asp 9 Klassen	0.68	formelemente 9 Klassen	0.40
plcurv (Querwölb.) 255 Klassen	0.51	kat2_sara 3 Klassen	0.38
procurv (Längswölb.) 255 Klassen	0.48	kat3_sara 8 Klassen	0.41
wdm (log) 11 Klassen	0.43	iso 9 Klassen	0.41

Tab. 27: Zusammenhang der verwendeten Reliefparameter und Reliefklassifikationen mit der Vegetation (C = Kontingenzkoeffizient; α=0.01).

Alle Koeffizienten erwiesen sich als signifikant auf dem 99.9%-Niveau. Es fällt auf, daß die Stärke des Kontingenzkoeffizienten insgesamt gesehen nicht sehr hoch ist. Eine Ursache hierfür könnte sein, daß die Zusammenhänge nicht besonders stark sind. Allerdings ergibt die Berechnung des Kontingenzkoeffizienten zwischen der Vegetation und dem NDVI , zwischen denen natürlicherweise ein extrem hoher Zusammenhang besteht, auch nur einen Wert von 0.87. Das bedeutet, daß die Kontingenzkoeffizienten scheinbar grundsätzlich niedriger ausfallen als beispielsweise Produktmoment-Korrelationskoeffizienten. Der Grund hierfür liegt wahrscheinlich im Informationsverlust, der durch die rückwärtige Transformation der metrischen Variablen auf eine nominale Skala entsteht.
Die Stärke des Zusammenhangs ebenfalls negativ beeinflussend wirken Ausreißer in den Verteilungen, wie sie aufgrund des Skalensprungs zwischen den Vegetations- und Reliefdaten entstehen. Ähnliche Beobachtungen einer schlechteren Korrelation zwischen Reliefparametern und Baumeigenschaften durch Daten-Ausreißer aufgrund der Skalenproblematik und der Stichprobenwahl machen auch BOLSTAD et al. (1998, S. 276).
Höchste Zusammenhänge mit der Vegetationsverteilung zeigen mit C= 0.89 bis 0.68 die Höhe, die Hangneigung und die Exposition, was die Ergebnisse der visuellen Interpretation und der deskriptiven Statistik aus Kapitel E1 bestätigt. Ebenso stimmen die Befunde mit den Resultaten aus diversen anderen Studien überein, z.B. belegt auch BROWN (1994b, S. 650), daß die Höhe „strongest overall control on component patterns“ für 4 Vegetationstypen im Waldgrenzbereich ist (vgl. auch BROWN 1994a, S. 137).
In Bezug auf die Höhenvariable ergeben sich aus Tab. 27 keine Unterschiede zwischen verschiedenen Klasseneinteilungen von 72 bis 9. Während sich die Neigung ebenso verhält, ist für die Exposition das Phänomen zu beobachten, daß der statistische Zusammenhang bei der Bildung von 9 Klassen mit 0.68 gegenüber 0.57 bei den 100 Klassen der trigonometrisch transformierten Variablen wesentlich höher ist. Dies kann daran liegen, daß in den Kosinus- und Sinus-Transformationen jeweils nur der Nordsüd - bzw. der Westost-Gegensatz und damit nur die Hälfte der statistisch wirksamen Information repräsentiert ist.
Mittelstarke Korrelationen ergeben sich mit 0.58 für den Feuchteindex und mit 0.62 für die Strahlung. An der unteren Grenze der Aussagefähigkeit liegen die Querwölbung und das Rauhigkeitsmaß „Standardabweichung des DHM im 3er Kernel“ mit 0.51 bzw. 0.52. Die übrigen Reliefparameter und die Reliefklassifikationen zeigen in Bezug auf die gesamte Vegetation kaum signifikante Zusammenhänge.

Neben einem Gesamtüberblick über die allgemeine Korrelation mit der Gesamtvegetation ist im Hinblick auf die Modellierung der Zusammenhang der einzelnen Vegetationsverbände mit den Reliefparametern von Interesse. Die Erstellung von Kontingenztafeln mit binärer 2-Zellen-Struktur auf Seiten der Vegetationsklasse ergab keine zufriedenstellenden Ergebnisse. Es ist anzunehmen, daß das Verfahren bei einem großen Ungleichgewicht der Fälle „Vorkommen“ gegenüber „Nichtvorkommen“ (als Summe aller anderen Vegetationsklassen!) instabil wird und für diese Art der Berechnung nicht geeignet ist.
Aus diesem Grund wurden 2 andere Verfahren angewandt, um Aufschluß über die Zusammenhänge einzelner Vegetationsverbände mit dem Relief zu bekommen.

E2.2 Hauptkomponentenanalyse

Anhand der Tab. 15 wurde bereits deutlich gemacht, daß die Reliefparameter als indirekt wirkende Standortfaktoren der Vegetation in engem Zusammenhang mit den direkt wirkenden klimatischen, prozeßorientierten und feuchtebezogenen Faktoren stehen. Es ist jedoch kaum möglich, diese Zusammenhänge zu quantifizieren, oft sind es komplexe Wirkungsgefüge zwischen den Reliefparametern und den Komponenten, für die sie charakteristisch sind. Zusätzlich wird eine Reduzierung der Dimensionen, die sich aus der Vielzahl der möglichen Reliefparameter-Kombinationen zur Erklärung der Standortverhältnisse einer Vegetationseinheit ergibt, auf wenige signifikante Zusammenhänge angestrebt.

Diesen Zwecken der Daten- und Redundanzreduktion einerseits sowie der Bildung von stochastisch unabhängigen Faktoren andererseits, die Aufschluß über Zusammenhänge zwischen Reliefparametern und Vegetationsverbänden geben, dient die Hauptkomponentenanalyse. In ihr werden die Ausgangsdaten einer Hauptkomponententransformation unterzogen, indem die erste Koordinatenachse in Richtung der größten Streuung der Grauwertkombinationen der Ausgangskanäle rotiert wird und die weiteren Achsen jeweils senkrecht dazu liegen. Diese Analyse versucht, Faktoren oder Hauptkomponenten zu finden, „mit deren Hilfe sich die gesamte Variation der ursprünglichen Datenmatrix reproduzieren läßt, ...[so] daß sich jede Variable als Linearkombination dieser Faktoren darstellen läßt“ (BAHRENBERG et al. 1992, S. 206). Für die Berechnung und die Algorithmen sei auf BAHRENBERG et al. (1992, S. 206 ff), RICHARDS (1993, S. 133 ff), und HABERÄCKER (1991, S. 220 ff.) verwiesen.

Als Ergebnis der Transformation ergibt sich die sogenannte Eigenmatrix, die Auskunft über die Korrelationen zwischen der jeweiligen Hauptkomponente und den Variablen angibt; sie werden auch Komponentenladungen genannt. Darüber hinaus ergibt sich aus der Summe der quadrierten Ladungen einer Hauptkomponente ihr Eigenwert, der angibt, wieviel Prozent der gesamten Varianz der Ausgangsdaten durch diese Hauptkomponente erklärt werden.

Um Aussagen über die Abhängigkeiten zwischen Reliefparametern und Vegetationsverbänden zu machen, wurden jeweils in einer Berechnung nur die Rasterzellen, in denen die entsprechende Vegetationsklasse vorkommt, einer Hauptkomponentenanalyse unterzogen. Auf diese Weise ist es möglich, über die Ladungen der Reliefparameter auf ihre Bedeutung für die jeweilige Vegetationseinheit zu schließen. Der Nutzen dieses Verfahrens wurde bereits durch BUTLER u. WALSH (1994, S. 187 ff.) nachgewiesen, der damit die Einflußfaktoren von Murgängen analysierte.

An insgesamt 9 Vegetationsverbänden wurde die Hauptkomponentenanalyse durchgeführt, es wurden zu diesem Zweck repräsentative Verbände ausgewählt: stellvertretend für die Gräser *Agrostietum schraderianae* (13) und *Caricion curvulae* (15), für die Schneetälchen *Salicion herbaceae* (17), für das Grünland das *Polygono-Trisetion* (20), das *Adenostylion alliariae* (22), für die Sträucher und Gebüsche das *Alnenion viridis* (26, 27) und das *Juniperion nanae* (29), für Laubwald bzw. Trockenvegetation *Quercion pubescenti-petraeae* (33, 34) und für Nadelwald das *Vaccinio-Piceion* (39, 40). Vier dieser Beispiele werden im folgenden diskutiert, die restlichen 5 finden sich im Anhang 9. Eine ausklappbare Tabelle zur Erläuterung der Variablenkürzel findet sich in Anhang 7.

Caricion curvulae (15)								*Alnenion viridis* (26, 27)							
K	**EW kum. [%]**	**Variable**	**k1**	**k2**	**k3**	**k4**	**k5**	**K**	**EW kum [%]**	**Variable**	**k1**	**k2**	**k3**	**k4**	**k5**
k1	**33.43**	dhm	0.08	-0.11	-0.04	0.03	-0.03	**k1**	**41.13**	dhm	0.20	-0.12	-0.29	-0.17	**-0.49**
k2	**50.69**	slp	0.00	0.34	-0.34	-0.23	0.18	**k2**	**56.32**	slp	0.00	0.26	0.00	0.39	-0.28
k3	**63.88**	aspcos	-0.03	**0.40**	0.14	**0.62**	0.35	**k3**	**69.34**	aspcos	-0.03	0.19	0.26	0.26	-0.01
k4	**73.14**	aspsin	0.01	**-0.45**	-0.13	0.22	0.77	**k4**	**76.68**	aspsin	-0.09	0.00	**-0.62**	**0.58**	-0.02
k5	**81.35**	plcurv	0.25	0.03	0.17	-0.03	0.07	**k5**	**82.25**	plcurv	0.34	-0.08	-0.01	0.20	0.58
k6	87.04	procurv	0.17	0.00	0.12	0.02	-0.01	k6	87.28	procurv	0.11	-0.02	-0.08	0.11	0.41
k7	91.26	floacc	-0.01	0.00	0.01	-0.01	0.00	k7	91.16	floacc	-0.15	**-0.72**	0.28	0.42	-0.20
k8	94.18	wdm	-0.34	-0.11	0.32	-0.10	0.11	k8	93.84	wdm	**-0.85**	-0.03	-0.24	-0.24	0.16
k9	96.27	wdminv	**0.42**	0.16	**0.62**	**-0.41**	0.30	k9	95.80	wdminv	0.12	-0.02	-0.02	-0.06	-0.03
k10	97.39	find-flo	-0.13	-0.14	0.25	0.16	-0.15	k10	97.22	find-flo	-0.09	**-0.40**	0.11	0.01	0.04
k11	98.21	find-wdm	-0.19	-0.30	**0.40**	0.30	-0.26	k11	98.53	find-wdm	-0.03	-0.29	0.05	-0.18	0.18
k12	99.02	dhmstd3	-0.01	0.04	-0.02	-0.03	0.02	k12	99.19	dhmstd3	0.02	0.00	-0.02	0.01	-0.06
k13	99.55	aktind	**-0.47**	0.17	-0.02	-0.29	0.18	k13	99.76	aktind	-0.22	0.18	0.08	0.25	0.03
k14	99.96	topo5	0.29	-0.01	0.09	0.03	-0.03	k14	99.94	topo5	0.22	-0.06	-0.07	0.03	0.14
k15	99.99	rad	0.05	**-0.57**	-0.12	-0.30	0.07	k15	100.00	rad	0.01	-0.23	**-0.52**	-0.08	0.11
k16	100.00	nd-rad-i	**0.50**	-0.10	-0.26	0.21	-0.15	k16	100.00	nd-rad-i	0.35	-0.16	-0.16	-0.15	-0.20

Tab. 28: Eigenwerte und Eigenmatrix mit Komponentenladungen für die Krummseggenrasen *Caricion curvulae* (15) und die Grünerlengebüsche *Alnenion viridis* (26, 27) (K = Hauptkomponente; EW kum. = kumulierter Eigenwert in %).

Die erste Spalte repräsentiert die Hauptkomponenten K, ihr kumulierter Eigenwert in % und damit der kumulierte Varianzerklärungsanteil ist in der 2. Spalte angegeben. Man braucht jeweils 5 Hauptkomponenten, um über 80% der Gesamtvarianz der Reliefparameter für den Krummseggenrasen und die Grünerlen zu erklären, was darauf hindeutet, daß die Relief-Datenstruktur dieser Vegetationseinheiten relativ komplex ist; bei den Hochstauden beispielsweise reichen für 80% der Gesamtvarianz 2 Komponenten aus. Im rechten Teil der Tabelle stehen die Ladungen, d.h. die Korrelationen zwischen den Hauptkomponenten und den Reliefparametern. Es zählt zunächst nur der absolute Betrag der Ladung. Je höher ein Reliefparameter auf eine Komponente lädt und je mehr Varianzerklärungsanteil am Gesamtdatensatz diese Komponente hat, desto wichtiger ist der entsprechende Reliefparameter für die jeweilige Vegetationseinheit.

Es tritt jedoch auch der Fall auf, daß ein Reliefparameter auf mehrere Komponenten jeweils nicht so hoch lädt, so daß seine Struktur weniger dominant ist und er daher durch lineare Kombination mehrerer Komponenten erklärt werden muß. In diesem Fall ist die Abschätzung seiner Bedeutung für die Vegetationseinheit erschwert, weil die Zusammenhänge über mehrere Komponenten schwer zu quantifizieren sind.

Im Fall von *Alnenion viridis* (siehe Tab. 28) ist der Reliefparameter wdm (Water Distribution Modell) mit einer hohen Ladung von 0.85 auf die wichtigste erste Komponente eindeutig der wichtigste Reliefparameter für die Verteilung dieser Gebüsche, die vornehmlich in Rinnen und auf Schwemmfächern zu finden sind. Die erste Hauptkomponente repräsentiert damit einerseits Eigenschaften der Feuchteakkumulation und andererseits steht sie für eine hohe Prozeßintensität. Es fällt auf, daß die Ladung des wdm wesentlich höher ist als die des floacc (Flowaccumulation), der auf die 2. Komponente lädt, was daran liegt, daß die Feuchteverteilung im Gelände durch die Variable wdm wesentlich realistischer dargestellt wird. Auf die 2. Komponente laden floacc und der zugehörige Feuchteindex find-flo. Es ist daher anzunehmen, daß diese zweite Komponente ebenfalls an die Feuchteverteilung gekoppelt ist, jedoch eher die Datenstreuung des floacc repräsentiert. Weiterhin von

Bedeutung für die Vegetationsverteilung sind mit aspvalsin die West-Ostkomponenten der Exposition (auf denen ja die meisten Grünerlen auch zu finden sind, siehe Abb. 36) sowie von untergeordneter Bedeutung erst auf der 5. Komponente die Höhe. Die geringe Bedeutung der Höhe für die Grünerlen liegt darin, daß sie eine relativ große Höhenamplitude aufweisen (vgl. Abb. 39).
Für das *Caricion curvulae* lassen sich keine Reliefparameter mit extrem starker Ladung finden. Sowohl die Eigenwerte der Komponenten als auch die Ladungen der Reliefparameter weisen darauf hin, daß die Krummseggenrasen als Ergebnis eines komplexen Wirkungsgefüges vieler Reliefparameter anzusehen sind, was schon anhand der Abb. 40 interpretiert werden konnte. Die erste Komponente scheint ein Maß für die Feuchte, Aktivität und vor allem für eine Kopplung zwischen Wärme und Feuchte zu sein, wohingegen die zweite eher den Komplex der Exposition/Strahlung repräsentiert mit höchster Ladung der Strahlung von 0.57. Die Komponente K3 scheint ein reines Feuchtemaß zu sein, mit höchster Ladung des inversen wdm auf 0.62, wohingegen K4 von dem Komplex Exposition/Temperatur zusammen mit der Feuchte gebildet wird. Auch für das *Caricion curvulae* ergibt sich keine signifikante Bedeutung für die Höhe.
In der Tab. 29 sind die Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse von anthropogen bedingtem *Polygono-Trisetion* (20) und dem *Quercion pubescenti-petraeae/ Deschampsio-Pinion* (33, 34) dargestellt.

***Polygono-Trisetion* (20)**								***Quercion pub.-petr./Deschampsio-Pinion* (33, 34)**							
K	**EW kum. [%]**	**Variable**	**k1**	**k2**	**k3**	**k4**	**k5**	**K**	**EW kum. [%]**	**Variable**	**k1**	**k2**	**k3**	**k4**	**k5**
k1	**38.26**	dhm	0.14	**-0.60**	0.03	**0.64**	0.11	**k1**	**68.91**	dhm	**0.73**	-0.11	-0.04	-0.06	0.03
k2	**53.99**	slp	0.15	**-0.56**	-0.04	0.18	-0.11	**k2**	**82.25**	slp	-0.13	0.03	**0.66**	**-0.62**	-0.35
k3	**65.53**	aspcos	0.04	-0.06	0.40	-0.09	-0.35	**k3**	**87.15**	aspcos	**-0.42**	-0.07	-0.01	**-0.40**	0.39
k4	**76.25**	aspsin	0.01	0.05	**-0.57**	0.05	0.30	**k4**	**91.02**	aspsin	-0.30	-0.01	0.06	-0.30	**0.77**
k5	**84.43**	plcurv	0.03	-0.02	0.09	-0.08	0.19	**k5**	**93.20**	plcurv	0.01	**0.41**	-0.31	-0.13	0.08
k6	88.11	procurv	0.03	-0.01	0.08	-0.05	0.10	k6	95.01	procurv	-0.01	0.32	**-0.72**	-0.20	-0.11
k7	90.88	floacc	**-0.71**	**-0.52**	-0.16	-0.39	-0.06	k7	96.72	floacc	0.02	-0.02	-0.03	0.02	0.01
k8	93.43	wdm	-0.11	0.13	-0.30	0.21	-0.40	k8	98.03	wdm	-0.07	**-0.47**	**-0.45**	0.22	0.10
k9	95.53	wdminv	0.05	-0.07	0.15	-0.10	0.14	k9	99.12	wdminv	0.01	0.26	-0.01	0.29	0.25
k10	97.28	find-flo	**-0.53**	0.08	0.18	0.37	0.12	k10	99.66	find-flo	0.04	-0.07	-0.05	0.05	0.01
k11	98.29	find-wdm	**-0.49**	**0.39**	0.26	0.38	0.18	k11	99.83	find-wdm	0.08	-0.05	-0.07	0.14	0.09
k12	98.96	dhmstd3	0.02	-0.05	0.01	0.04	-0.01	k12	99.93	dhmstd3	0.02	0.00	0.01	-0.05	-0.03
k13	99.39	aktind	-0.01	0.01	-0.19	0.17	-0.33	k13	99.96	aktind	-0.19	-0.26	-0.08	-0.37	-0.15
k14	99.69	topo5	0.04	-0.01	0.11	-0.10	0.15	k14	99.99	topo5	-0.03	0.36	-0.14	0.06	0.01
k15	99.85	rad	0.15	0.11	**0.72**	0.03	0.33	k15	100.00	rad	**0.83**	0.05	0.06	0.08	0.06
k16	100.00	nd-rad-i	0.08	-0.18	0.23	-0.11	0.50	k16	100.00	nd-rad-i	0.13	**0.47**	0.34	0.04	-0.01

Tab. 29: Eigenwerte und Eigenmatrix mit Komponentenladungen für die Fettwiesen *Polygono-Trisetio*n (15) und die Flaumeichen-Bergföhrenwälder *Quercion pubescenti-petraeae/ Deschampsio-Pinion* (33, 34) (K = Hauptkomponente; EW kum. = kumulierter Eigenwert in %).

Auf die erste Komponente des *Polygono-Trisetion* laden die Feuchtemaße relativ hoch, floacc mit 0.71 und die Feuchteindizes mit 0.49 und 0.53. Dies bedeutet, daß sich die Fettwiesen in erster Linie dort ansiedeln bzw. dort angelegt werden, wo genügend Feuchte vorhanden ist. Dies ist auf flachen Hangpartien der Fall. Da dieser Vegetationsverband nur durch menschliche Eingriffe entstanden ist, ist anzunehmen, daß Standorte mit günstiger Feuchteverteilung ausgewählt wurden. Da allerdings die Feuchtemaße alle indirekt auch die Hangneigung repräsentieren, scheint die erste Komponente weitgehend ebene (=gut zu bearbeitende) Flächen mit potentiell (ohne Berücksichtigung der Strahlungsexposition) hohem Wasserangebot zu repräsentieren, was durch die zweite Komponente

belegt wird. K2 scheint einerseits an die Höhe gebunden zu sein, aber auch bestimmte Hangneigungen und damit Feuchtegehalte zu repräsentieren. K3 ist eindeutig eine Strahlungs- und Temperaturkomponente mit einer Ladung von 0.72 für die Strahlung. Es läßt sich daraus folgern, daß für die Fettwiesen bestimmte Hangneigungs-/Feuchtelagen auf bestimmten Höhen mit hohem Strahlungsgenuß als Standortfaktoren wichtig sind.
Die wichtigsten Faktoren des *Quercion pubescenti-petraeae/Deschampsio-Pinion* sind eindeutig die Höhe und vor allem die Strahlung, sie laden jeweils mit 0.73 bzw. 0.83 auf die erste Komponente. Diese K1 repräsentiert zudem fast 70% des gesamten Varianzspektrums, wodurch die Bedeutung der beiden Reliefparameter nochmals unterstrichen wird. Von untergeordneter Bedeutung sind hier der Nord-Süd-Expositionsfaktor, die Längswölbung, die Feuchte und die Hangneigung, die entsprechenden Komponenten K2 und K3 erhöhen den Varianzerklärungsanteil auf fast 90%.

Zusammenfassend kann man festhalten, daß mittels der Hauptkomponentenanalyse die Extraktion der für die jeweiligen Vegetationsverbände wichtigen Relieffaktoren auf statistische Weise möglich ist. Es lassen sich eindeutig Vegetationsverbände, deren Vorkommen fast gänzlich an 2 oder 3 Reliefparametern festgemacht werden kann, von solchen trennen, auf deren komplexe Verteilung viele Reliefparameter einwirken, und die durch viele, jedoch relativ niedrige Ladungen gekennzeichnet sind. Eine zusätzliche Ursache für niedrige Ladungen kann hier wiederum das „Ausreißer–Problem“ durch die Skalenunterschiede der beobachteten Variablen sein, vor allem bei Verbänden, deren Standorte inhomogen sind.
Mit dieser Art der Analyse ist zwar zu erkennen und statistisch zu belegen, welche Parameter für einzelne Verbände aufgrund ihrer dominanten Datenstruktur, die sich auf die Komponenten „durchpaust“, wichtig sind, jedoch sind zum jetzigen Zeitpunkt die Ladungen der Parameter untereinander und zwischen den Vegetationsverbänden nicht vergleichbar und die Unterschiede nicht meß- und quantifizierbar, da die Eigenwerte je nach Vegetationsverband verschieden sind und so keine normierten Werte vorliegen. Dazu kommt, daß die Hauptkomponentenanalyse nur die jeweilige Datenstruktur des betrachteten Vegetationsverbandes berücksichtigt, ohne sie gegen die übrige Vegetation abzugrenzen.

Es wird daher im letzten Schritt der Analyse versucht, die Bedeutung der einzelnen Reliefparameter für die Vegetationsverbände zu quantifizieren und die Zusammenhänge untereinander und zwischen den Verbänden vergleichbar zu machen.

E2.3 Normierte t-Werte

Um zu prüfen, mit welchen Reliefparametern ein Vegetationsverband von den anderen Klassen am besten getrennt werden kann, eignet sich der t-Test. Der t-Test dient dazu herauszufinden, ob die Mittelwerte zweier Verteilungen bei gegebenen Standardabweichungen signifikant voneinander abweichen.
Es kann somit für jeden der Reliefparameter-Mittelwerte mit zugehöriger Standardabweichung für alle Vegetationsverbände geprüft werden, ob sich dieser signifikant von dem Mittelwert der gesamten

übrigen Vegetation unterscheidet. Wenn ja, hat der Reliefparameter für die entsprechende Vegetationsklasse und ihre Abgrenzung gegenüber anderen Klassen eine hohe Bedeutung.
Die zugrunde liegende Formel für den t-Wert lautet (nach BAHRENBERG et al. 1990, S. 121):

$$t = \frac{\overline{X}_1(n) - \overline{X}_2(n)}{\sqrt{\frac{S_1^2(n) + S_2^2(n)}{n}}} = \frac{Differenz\ zwischen\ den\ Gruppen}{Variabilität\ in\ den\ Gruppen} = \frac{Signal}{Rauschen}$$

mit X = Mittelwert und S = Standardabweichung, n = Anzahl der Datenpunkte

Mit Hilfe des t-Wertes läßt sich damit ein Maß für die Wichtigkeit des Reliefparameters in Bezug auf die einzelne Vegetationseinheit ableiten.
Die t-Werte für verschiedene Reliefparameter sind jedoch bei unterschiedlichen Grundgesamtheiten zwischen den Vegetationsverbänden nicht vergleichbar. Um sie vergleichbar zu machen, müssen alle ***n*** die gleiche Größe annehmen. Dies wurde erreicht, indem aus den zur Verfügung stehenden Daten Stichproben gleicher Größe gezogen wurden. Um eine geeignete Stichprobengröße zu wählen, wurden Stichproben verschiedener Größe (10.000, 7.500, 5.000 , 2.500 und 1.000) gezogen und auf ihre Signifikanz für die Übereinstimmung mit der Grundgesamtheit getestet. Gleichzeitig wurden weitere Verteilungsmaße (Minimum, Maximum, Quartile) der Stichproben mit denen der Grundgesamtheit verglichen. Es stellte sich heraus, daß eine Stichprobe mit 2.500 Datenpunkten im Hinblick auf ihre Verteilungsmaße geeignet war, die Grundgesamtheit bei 5% Irrtumswahrscheinlichkeit signifikant zu repräsentieren.
Mit Hilfe dieser Stichproben wurden die t-Werte der einzelnen Reliefparameter je Vegetationsverband berechnet. Um die Werte nun auch innerhalb der Verbände mit anderen Reliefparametern vergleichen zu können, wurden schließlich die t-Werte am jeweiligen Maximalwert t_{max} normiert, so daß t einen Wert zwischen 0 und 100 annimmt. Auf diese Weise sind die t-Werte und damit die Wichtigkeit der Reliefparameter für die einzelnen Vegetationsverbände quantifiziert und vergleichbar.
Die zusammengefaßten Ergebnisse finden sich in Tab. 30. Eine vergleichende graphische Darstellung wäre wünschenswert, ist aber aufgrund der hohen Anzahl der Vegetationsverbände nicht für alle Verbände gleichzeitig realisierbar. Eine ausklappbare Tabelle zur Erläuterung der Variablenkürzel findet sich in Anhang 7.
Die Werte in der Tab. 30 können auf einer Skala von 0 (=nicht) bis 100 (=sehr gut) zur Einschätzung der Eignung der Reliefparameter für die Abgrenzung des Vegetationsverbandes gegenüber der Gesamtheit der anderen Verbände gelten. Sie lassen jedoch keine Aussage darüber zu, wie sich zwei Verbände voneinander abgrenzen lassen.
Durch die t-Werte ergeben sich Zusatzinformationen, die aus der Hauptkomponentenanalyse nicht extrahiert werden konnten, weil dort jeder Verband separat betrachtet wurde, während mit diesem Verfahren die Verteilungsmaße des entsprechenden Verbandes mit denen der übrigen Vegetation in Zusammenhang gesetzt werden. Man kann daher mit Hilfe des t-Wert-Verfahrens auch diejenigen Reliefparameter herausfiltern, die in der Hauptkomponentenanalyse aus der Linearkombination vieler Komponenten erklärt werden mußten und daher im Hinblick auf ihre Bedeutung für den Verband schwer zu interpretieren waren.

Nr.	dhm	slope	asp cos	asp sin	pl-curv	pro-curv	flo-acc	wdm	wdm inv	find floacc	find wdm	dhm std3	dhm std10	dhm std20	akt ind	topo5	rad	nd_rad wdm_i
1	43	4	1	7	21	13	13	9	0	6	7	1	2	6	2	17	4	10
2	21	70	17	3	23	66	15	12	90	85	48	79	78	75	45	44	30	40
3	2	50	21	33	32	58	26	81	73	100	100	61	58	52	4	55	48	43
4	6	42	10	0	37	45	36	68	55	81	78	53	50	47	1	56	17	32
5	30	2	28	48	6	13	14	5	11	12	1	4	7	13	9	3	3	13
6	22	3	0	7	16	18	11	10	5	6	3	10	8	8	2	15	10	1
7	35	14	11	63	36	36	15	55	24	36	25	24	11	1	16	50	6	46
8	27	25	2	7	14	16	14	28	14	41	43	34	20	16	1	23	15	16
9	89	19	100	70	10	4	11	18	24	25	26	14	14	12	23	1	94	21
10	18	5	33	100	9	6	13	25	20	14	3	11	17	24	7	2	83	4
11	25	1	23	82	13	11	14	0	14	15	5	2	4	12	2	4	15	3
12	9	8	25	32	4	3	5	9	1	4	14	16	15	15	0	1	46	2
13	24	24	18	11	45	26	51	57	28	2	19	30	29	32	27	48	3	27
14	36	28	66	30	10	8	1	11	9	32	38	35	29	29	20	0	55	2
15	26	5	11	2	12	18	14	17	10	9	5	11	14	20	14	17	9	19
16	15	36	51	87	46	22	5	91	73	61	60	45	45	40	1	59	17	32
17	24	31	15	22	34	30	12	41	47	51	60	41	41	40	6	33	19	9
18	100	75	25	32	2	18	28	84	96	87	33	86	70	69	72	15	8	78
19	41	36	6	11	1	1	10	10	7	26	37	12	16	16	2	2	84	11
20	27	16	27	42	8	11	16	39	28	36	33	26	25	24	2	18	48	13
21	22	10	0	2	0	7	9	3	2	23	19	6	8	9	11	5	3	13
22	48	6	12	7	100	68	43	99	68	46	18	11	11	12	26	100	4	62
23	28	15	20	27	3	17	10	6	0	20	28	24	22	21	3	20	9	17
24	65	74	10	56	1	2	1	28	3	2	2	11	9	8	9	3	36	17
25	1	13	11	31	54	29	11	49	42	39	36	22	21	21	8	43	13	32
26,27	21	7	21	7	49	33	6	51	32	3	3	4	5	5	22	47	23	43
28	77	32	75	98	16	8	13	12	2	34	44	31	33	34	25	11	95	14
29	45	21	47	56	8	8	13	3	4	19	5	9	7	7	5	7	56	3
30	77	2	65	70	0	32	14	20	9	24	11	12	10	12	6	15	96	4
31	2	10	45	39	5	1	12	1	7	22	20	4	6	7	10	4	57	17
32	54	32	13	10	43	100	100	44	100	96	57	41	49	51	12	95	3	11
33,34	69	54	93	78	4	14	14	16	2	27	29	12	16	20	19	13	100	16
35,36	61	10	14	4	1	8	11	3	19	23	18	9	6	6	4	10	7	6
37,38	48	29	29	92	35	13	15	22	26	39	43	25	31	39	19	31	5	7
39,40	33	21	5	18	0	5	4	2	7	22	28	14	10	12	16	1	24	11
41,42	25	16	23	25	1	1	10	25	10	21	26	13	14	15	14	1	31	16
43,44	30	11	26	24	32	3	9	30	1	16	13	10	9	9	9	2	11	28
45,46	69	13	69	67	4	11	10	9	10	20	22	8	11	14	12	5	89	27
47	29	26	1	13	8	5	4	12	6	24	39	37	23	19	4	5	19	9
48	97	15	67	34	3	54	13	19	76	37	33	24	29	28	1	47	55	13
49	100	100	58	47	4	1	15	100	99	68	20	100	100	100	100	7	9	100
50	65	83	23	34	15	35	57	21	99	82	60	89	87	87	45	34	16	33
51	58	57	0	5	1	13	23	38	48	73	53	70	55	44	37	11	24	34
52	13	17	1	8	16	15	14	14	43	16	19	27	24	19	2	10	4	15

Tab. 30: Eignung der Reliefparameter für die Abgrenzung der jeweiligen Vegetationseinheit von den übrigen Verbänden auf einer Skala von 0 bis 100.

Am Beispiel des *Quercion pubescenti-petraeae/Deschampsio-Pinion* soll dieser Unterschied deutlich gemacht und ein Auszug aus der Tab. 30 erläutert werden. Es wurde mit der Hauptkomponentenanalyse festgestellt, daß für die wärmeliebenden Flaumeichen-Bergföhrenwälder zum einen die Höhe und zum anderen die Strahlung von hoher Bedeutung ist; der Nord-Süd-Expositionsgegensatz, die Hangneigung, der Feuchteparameter und die Wölbung waren schwerer zu

erfassen, weil sie auf mehrere Komponenten luden. Aus der Tab. 30 ist für die Zeile 33, 34 nun ersichtlich, daß sowohl Höhe und Strahlung für den Verband sehr wichtig sind, jedoch auch und sogar mit höheren normierten t-Werten die Expositionsparameter. Die beiden Feuchteindizes haben im Gegensatz dazu relativ geringe Bedeutung. Auch die Hangneigung spielt eine Rolle für das Vorkommen der Flaumeichen-Bergföhrenwälder, ihr t-Wert erreicht immerhin noch 54% des Maximalwertes.

Mit Hilfe dieser Methode ist es möglich, die Bedeutung des Reliefparameters für den Standort des Verbandes zu quantifizieren; diese ist hoch, sobald der Mittelwert bei möglichst geringer Streuung eine Abgrenzung vom Restdatensatz zuläßt. Im Kapitel E3 werden die gewonnenen Ergebnisse validiert, indem die entsprechenden Reliefparameter für die Verbreitungssimulationen der Vegetationsverbände eingesetzt werden.

In den Fällen, wo sich für die Reliefparameter insgesamt relativ niedrige standardisierte t-Werte ergeben, eignet sich entweder keiner der verwendeten Reliefparameter alleine in besonderem Maße, um den Verband gegenüber den anderen zu charakterisieren, es wäre hier eine hierarchische Kombination der Reliefparameter notwendig. Oder es tritt hier wieder das „Ausreißer-Problem“ zu Tage: da in die Berechnung des t-Wertes die Standardabweichung eingeht, sinkt die statistische Relevanz des entsprechenden Parameters bei steigender Zahl von Ausreißern, obwohl der Parameter in Realität einen großen Einfluß auf die Verteilungsmuster haben kann. Auf diese Weise wirken der anfängliche Skalen-Unterschied zwischen den Vegetations- und den Reliefdaten und die aus ihm resultierenden Probleme bis in die Berechnung der t-Werte nach. Es sind somit diejenigen Verbände benachteiligt, deren Verbreitung relativ kleinflächig auf hochspezialisierten Standorten ist, die mit dem DHM25 schlecht erfaßt werden können. Als Beispiel seien in der Abb. 48 das *Salicion herbaceae* dem *Alnion incanae* gegenübergestellt.

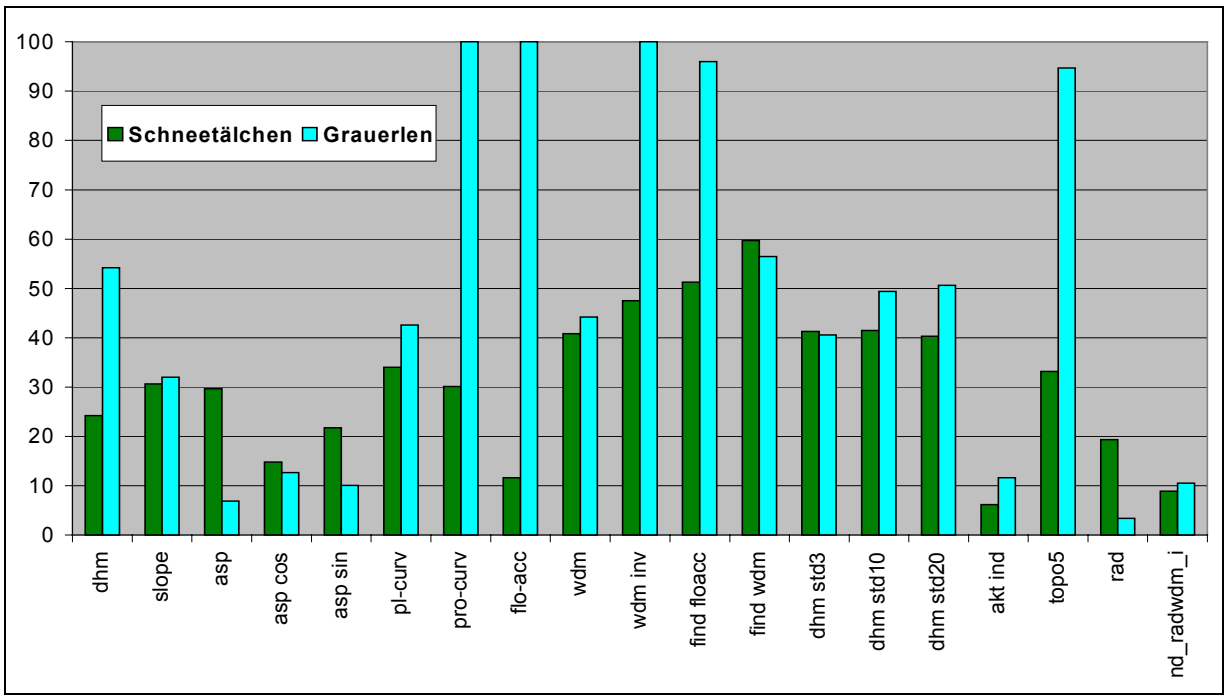


Abb. 48: Skalenproblematik beim Vergleich der Eignung von Reliefparametern für die Abgrenzung der Schneetälchen *Salicion herbaceae* und Grauerlenwäldern *Alnion incanae* von der übrigen Vegetation (y-Achse= normierte t-Werte).

Beide Verbände besiedeln grundsätzlich relativ ebene Standorte, die lange schneebedeckt und auch im Sommer sehr feucht sind. Allerdings sind die Vorkommen der Schneetälchen sehr viel kleinflächiger, so daß sie vom DHM25 nur unzureichend erfaßt werden können. Dahingegen werden die Standorte der Grauerlenwälder entlang der breiten Gewässerlinien in den Talsohlen durch die 25m-Rasterweite gut aufgelöst, so daß hier die Feuchteparameter fast alle geeignet sind, um diesen Verband zu charakterisieren, während die entsprechenden t-Werte der Schneetälchen im Vergleich dazu relativ niedrig bleiben.

Die mit Hilfe der normierten t-Werte als für den jeweiligen Verband geeignet ermittelten Reliefparameter werden in der Verbreitungssimulation einzelner Vegetationsverbände (siehe nächstes Kapitel E3) als unabhängige Modellierungsgrößen aus der Vielzahl der Reliefparameter ausgewählt.

E3 Verbreitungsmodellierung einzelner Vegetationsverbände

E3.1 Vegetationsmodelle, Variablenskalierung und Modellauswahl

Resultierend aus den Analysen des vorangehenden Kapitels wird im folgenden die räumliche Verbreitung verschiedener Vegetationsverbände in Abhängigkeit der als relevant identifizierten Reliefparameter modelliert. FISCHER (1990, S. 42) definiert den Vorgang der Modellbildung in der folgenden Weise: „Science is building models. Our idea of the world can be regarded as a mental model, the exact formulation of the mental model as an algorithm. The realisation of such an algorithm on a computer is what is called a simulation. So the comparison of the performance of such a model with the observed reality can help one to decide whether the mental model is appropriate.“ Es ergibt sich daraus für die vorliegende Arbeit, daß die Modelle dazu dienen, die statistisch berechneten Zusammenhänge zwischen Vegetation und Relief räumlich zu validieren. Die Übereinstimmung der räumlichen Simulation mit der Realität (die in Form der flächendeckenden Vegetationskarte vorliegt) ist ein Indikator für die Güte des zugrunde liegenden „mental models“, d.h. je genauer die Vegetationsverteilung mit Hilfe der Reliefparameter modelliert werden kann, desto größer ist die Bedeutung des Reliefs für die Standorte des jeweiligen Vegetationsverbands. Dabei kann das Modell grundsätzlich immer nur so gut sein wie seine Eingangsdaten (vgl. MOORE et al. 1991a, S. 69 und BRZEZIECKI et al. 1993, S. 506).

Die Grundannahme der Modellierung, wie sie bereits im Einführungskapitel angesprochen wurde, ist, daß die Vegetation eine Funktion von Umweltvariablen ist:

Vegetation = f (Standortfaktoren) = f(Relief)

Die Verbreitung der Vegetation im standörtlichen Raum (einerseits im Sinne von ökologischem und andererseits im Sinne von geographischem Raum) wird hierbei analysiert: der ökologische Raum wird auch als die fundamentale Nische bezeichnet; die realisierte Nische wird durch biotische Interaktion (z.B. durch Konkurrenz) bestimmt; der geographische Raum ist die räumliche Verbreitung, wie sie sich aufgrund historischer und aktueller natürlicher und anthropogener Einflüsse ergib (vgl. GUISAN u. ZIMMERMANN 2000, S. 152 ff.). In statischen Vegetationsuntersuchungen und Modellen wird der geographische Raum mit denjenigen Umweltvariablen in Beziehung gesetzt, die die realisierte Nische einer Vegetationseinheit am besten definieren (GUISAN et al. 1998, S. 65), im vorliegenden Fall ausschließlich die Reliefparameter. Die Vegetation wird im Modell als **abhängige**, die Reliefparameter werden als **unabhängige** Variablen oder auch als Prediktoren bezeichnet.

Es gibt 2 grundlegende Typen von Vegetationsmodellen (BRZEZIECKI et al. 1995): mechanistische, dynamische Modelle, die versuchen, die Abläufe in der Natur mit kausalen Zusammenhängen abzubilden. Sie sind sehr rechenintensiv, wodurch sie für großflächige Gebiete kaum geeignet sind, und verlangen detailliertes Wissen über Kausalitäten in den Systemen, die sie modellieren.

Ihnen gegenüber stehen die statistischen Modelle, die über statistische Analysen die Zusammenhänge zwischen Vegetation und Standortfaktoren erfassen, um daraus die Vegetationsmuster zu simulieren. Sie gehen von der Annahme aus, daß sich die Vegetation und ihre Umweltfaktoren in einem Gleichgewicht oder Quasi-Gleichgewicht über große Zeit- und Raumskalen befinden, weshalb sie auch als statisch bezeichnet werden (FRANKLIN 1995, S. 483). Innerhalb der statistischen Modelle

ergibt sich nach FRANKLIN (1995, S. 483) wiederum eine Unterteilung in drei Modellierungsmethoden: **parametrische** und **nicht-parametrische** sowie **Boolean-Modelle**.

Parametrische Modelle sind statistische Modelle, die aufgrund von Verteilungsmaßen der unabhängigen Variablen Wahrscheinlichkeiten angeben, mit der eine Rasterzelle einer bestimmten Klasse zugewiesen werden kann. Diese Ansätze machen bestimmte Annahmen über die Parameter der verwendeten Variablen wie beispielsweise, daß sie normalverteilt sind. Die Entwicklung der Vorstellung einer glockenförmigen Responsekurve der Vegetation auf ihre Umweltfaktoren basierte dabei weniger auf der realen Datenstruktur der zu untersuchenden Vegetation als vielmehr auf der mathematischen Entwicklungsstufe ursprünglich vorhandener statistischer Verfahren. Typische Ansätze sind lineare Regressionsmodelle, Generalized Linear Models (GLM) und ihre binäre Form der LOGIT-Modelle (=logistische Regression), wahrscheinlichkeitsbasierte Bayes-Methoden oder Kontingenztafeln, Diskriminanz-, Varianz- und Korrespondenzanalysen ((C)CA). Die Aussagekraft dieser Modelle steht in Zweifel, sobald die verwendeten Daten die Verteilungsannahmen nicht mehr erfüllen. Da die Verfahren die Signifikanz jeder Prediktorvariablen auf alle Vegetationsklassen prüfen und lineare Zusammenhänge annehmen, eignen sie sich besonders für kleine Datensätze.

Nicht-parametrische Modelle machen keine Annahmen über die Variablenverteilung, die Verfahren sind eher induktiv. Zu ihnen gehören neben den Generalized Additive Models (GAMs) als Erweiterung der GLMs die Klassifikations- und Regressionsbäume (**C**lassifiaction **a**nd **R**egression **T**rees, CART im folgenden) sowie Expertensysteme oder neuronale Netzwerke.

Die sogenannte **Boolean-Methode** ist ebenfalls verteilungsfrei und weist jede Rasterzelle genau derjenigen Klasse zu, die sich aufgrund der Wertekombination von unabhängigen Variablen für sie ergibt. Zu diesen Modellen gehören Boxklassifikatoren, die z.B. in Form von Parallel-Epiped-Modellen (PPD) neben der Vegetationsmodellierung auch in der Fernerkundung gebräuchlich sind (vgl. GUISAN et al. 1998, S. 6) und FRANKLIN 1995).

Je nach Skalierung der Daten ergeben sich verschiedene Modellmöglichkeiten, die in einer Übersicht in der Tab. 31 zu finden sind:

Vegetationsdaten Abhängige Variable	**Standortfaktoren Unabhängige Variable**	**Modellmethode**
metrisch	metrisch	Regressionsmodell, GLM CART
	gemischt	AN(C)OVA(=Analysis Of (Co-)Variance), GLM CART
	kategorisch	ANOVA, GLM CART
kategorisch	***metrisch***	***Boolean/PPD*** ***MLC (=Maximum Likelihood), LOGIT, Diskriminanzanalyse*** ***CART, GAM***
	gemischt	***MLC, LOGIT*** ***CART, GAM, Neuronales Netzwerk, Expertensystem***
	kategorisch	*Kontingenztafel* LOGIT CART, GAM, Neuronales Netzwerk

Tab. 31: Variablenskalierung und Vegetationsmodelle (kursiv = mögliche Modelle der vorliegenden Arbeit; unterstrichen verwendete Modelle).

Während die **Vegetation** im vorliegenden Fall als **kategorische** (d.h. nominalskalierte) Variable mit der Binärausprägung Vorkommen (1) – Nichtvorkommen (0) ausgebildet ist, sind die **Reliefvariablen** (mit Ausnahme der Reliefklassifikations-Objekte) kontinuierlicher Natur mit **metrischer** Skalierung. Die hierfür in Frage kommenden Modelltypen sind in der Tab. 31 kursiv gedruckt.
Im Kapitel A1.2 zum Stand der Forschung wurde bereits ein Überblick über die wissenschaftliche Entwicklung der Modelle und den aktuellen Stand der Forschung gegeben. Da sich in der Literatur eine tendenzielle Überlegenheit der Boolean- und generell nicht-parametrischen Ansätze gegenüber den parametrischen Modellen wie GLMs abzeichnet, die Datensätze z.T. sehr groß sind und die Verteilung der Variablen nicht in allen Fällen der Normalverteilung folgt, wurden in der vorliegenden Arbeit 2 verteilungsfreie Methoden realisiert: der nicht-parametrische Ansatz in Form eines **CART-**Modells und der Boolean- Ansatz in Form eines **Parallel-Epiped-Klassifikators (PPD)**.

E3.2 Evaluation der Modellgenauigkeit

Man kann die Aussagekraft eines Modell dadurch abschätzen, indem man die vorhergesagte Verteilung mit Validierungsgrundlagen, die bestenfalls flächendeckend vorliegen und von dem Datensatz, aufgrund dessen das Modell entwickelt wurde, unabhängig sind.
Dabei wird oft die Fehlklassifikationsrate oder die Rate der korrekten Klassifizierung angegeben als Prozentsatz der realen Vegetation, die falsch bzw. richtig simuliert wurde. Ein grundsätzlicher Fehler liegt darin, daß hierbei angenommen wird, daß **Fehler 1. Art** (= die real nicht mit dieser Vegetationsklasse bestandene Rasterzelle (0) wird als Vorkommen (1) modelliert) und **2. Art** (= real vorkommende (1) werden als Nicht-Vorkommen (0) simuliert) gleich zu gewichten sind (vgl. VAYSSIÈRES et al. 2000, S. 684). Dies ist jedoch häufig in der Vegetationsmodellierung nicht der Fall: wenn eine real vorkommende Habitat-Fläche X nicht vom Modell simuliert wird (Fehler 1. Art), sind entweder das Modell oder jedoch die Parameter nicht ausreichend für die Simulation. Wird jedoch eine Fläche als Habitat der Vegetationsklasse X modelliert (Fehler 2. Art), obwohl sie in Realität nicht mit dieser Vegetationsklasse bestanden ist, kann dies zwei Gründe haben: der erste wäre mit fehlender Modell- oder Prediktorgenauigkeit inhaltlich recht trivial; der zweite Grund jedoch wäre der ökologisch viel interessantere, daß nämlich die Flächen, die einen Fehler 2. Art aufweisen, **potentielle Habitatflächen** sind, die durch Störungseinflüsse natürlicher oder anthropogener Art verändert wurden (vgl. FRANKLIN 1998, S. 745). Auf diese Weise ist es möglich, die potentielle Verbreitung von Vegetationsklassen zu modellieren. Dieser Aspekt ist besonders im Fall der vorliegenden Arbeit von großem Interesse, da im Turtmanntal und auf dem Lötschentaler Schatthang mit weitgehend natürlicher Verbreitung zumindest mancher Vegetationsverbände sozusagen die Eichparameter für das Modell vorhanden sind, mit dem dann die potentiell bestandenen Flächen simuliert werden können.
Um neben den Fehlern 1. und 2. Art auch das positive "Treffer"potential des Modells erfassen zu können, werden gemeinhin Konfusionsmatrizen verwendet. Diese Matrizen haben wie in der Bewertung der Klassifikationsgenauigkeit der Fernerkundungsdaten die allgemeine Form:

	Real 1	Real 0
Modell 1	**a** (Richtig positiv)	**b** (Fehler 1. Art)
Modell 0	**c** (Fehler 2. Art)	**d** (Richtig negativ)

Tab. 32: Allgemeine Form einer Konfusionsmatrix.

Aus den 4 Koeffizienten lassen sich verschiedene Gütemaße für Modelle ableiten, die in Tab. 33 angegeben sind. Da es z.T. keine geeigneten deutschen Übersetzungen gibt, werden sie in englischer Sprache in Anlehnung an FIELDING u. BELL (1997) verwendet (vgl. auch LANDIS u. KOCH 1977, MONSURED u. LEEMANS 1992).

Gütemaß	Formel
Kappa Statistik	(a+d)-(((a+c)*(a+b)+(b+d)*(c+d))/N)/ N-(((a+c)*(a+b)+(b+d)*(c+d))/N)
Correct Classification Rate	(a+d)/N
Prevalence	(a+c)/N
Overall diagnostic power, 1-Prv	(b+d)/N
Misclass. Rate	(b+c)/N
Sensitivity	a/(a+c)
Specificity	d/(b+d)
Pos. Pred. Power	a/(a+b)
Neg. Pred. Power	d/(c+d)
False pos. Rate/ Fehler 1. Art/ Commission Error	b/(b+d)
False neg. Rate/ Fehler 2. Art/ Omission Error	c/(a+c)

Tab. 33: Gütemaße für Vegetationsmodelle (für a-d siehe Tab. 32, N = Σ a-d) (Quelle: FIELDING u. BELL 1997).

Neben der bereits oben erwähnten Fehlerrate und Erfolgsrate sind es vor allem **Sensitivity (Se)** und die **Specificity (Sp)**, die in der Vegetationsmodellierung häufig verwendet (vgl. z.B. VAYSSIÈRES et al. 2000, S. 684) und die als Gütemaße für die vorliegenden Arbeit vorwiegend angewandt werden. Sensitivity mißt den Anteil korrekt modellierter Vorkommen an den Gesamtvorkommen, Specificity den Anteil korrekt modellierter Nicht-Vorkommen an den gesamten Nicht-Vorkommen. Die beiden Maße vergleichen objektiv die Potentiale eines Modells für die Simulation von Vorkommen zusammen mit Nicht-Vorkommen. Aus diesem Grund erlauben sie eine Bewertung und Rangordnung der Modelle nach ihrer Güte.

Um die beiden Maße zu kombinieren, werden gemeinhin **ROC–Kurven** (Receiver Operating Characteristics) als verteilungs-unabhängige Testgrößen zur Prüfung der allgemeinen Güte eines Simulationsmodells verwendet. Dieses Verfahren kombiniert graphisch beide Gütemaße: es stellt den Anteil korrekt klassifizierter Vorkommen am Gesamtvorkommen (Sensitivity, y-Achse) dem von 1 subtrahierten Anteil korrekt klassifizierter Nicht-Vorkommen an der Gesamtheit der Nicht-Vorkommen (1-Specificity, x-Achse) gegenüber.

Die Differenz aus beiden Maßen ergibt die Differential Positive Rate (**DPR**) mit DPR= Se-(1-Sp). Für Grundlagen und Anwendungen dieser und weiterer Modell-Gütemaße siehe HENDERSSON (1992).

E3.3 Klassifikations- und Regressionsbäume (CART)

E3.3.1 Modellbeschreibung

Obwohl schon Mitte der 80er Jahre durch BREIMAN et al. (1984) entwickelt, dauerte es bis zum Anfang der 90er Jahre, bis die Klassifikations- und Regressionsbäume (CART) als neue nicht-parametrische Methode in der Vegetationsmodellierung Verwendung fanden (z.B. LEES u. RITMAN 1991, MOORE et al. 1991a). Die mathematische Prozedur, die CART zugrunde liegt, ist die des rekursiven Partitionierens. Im Gegensatz zu anderen Methoden, die versuchen, die Amplitude des Vorkommens einer Vegetationseinheit genau zu untersuchen, identifiziert CART die Grenzen des Vorkommens. Ursprünglich stammt der Ansatz aus dem Bereich der künstlichen Intelligenz, indem anhand von Entscheidungsregeln Binärbäume aufgestellt werden. Der Ursprungsdatensatz wird dabei iterativ anhand des bestmöglichen Abgrenzungskriteriums in zwei möglichst homogene Untergruppen geteilt. An jeder Verzweigung bzw. jedem Knoten wird jede unabhängige Variable als Unterteilungskriterium getestet. Die Effektivität der jeweiligen Variable als Unterteilungskriterium wird durch den sogenannten **Impurity Index**, ein Homogenitätsmaß (z.B. Gini Index siehe VAYSSIÈRES et al. 2000, S. 682), beurteilt, so daß derjenige (Relief-) Parameter ausgewählt wird, der den Datensatz in die zwei homogensten Gruppen aufteilt (vgl. VAYSSIÈRES et al. 2000, S. 682). Auf diese Weise wird der Grunddatensatz rekursiv partitioniert, bis an den Endknoten homogene Klassenbezeichnungen stehen. Der so entstandene Entscheidungsbaum kann zur Klassifizierung neuer Datensätze verwendet werden. Für eine mathematische Herleitung sowie technische Belange siehe BREIMAN et al. (1984), EFRON u. TIBSHIRANI (1991). Ein Beispiel findet sich in Abb. 49.

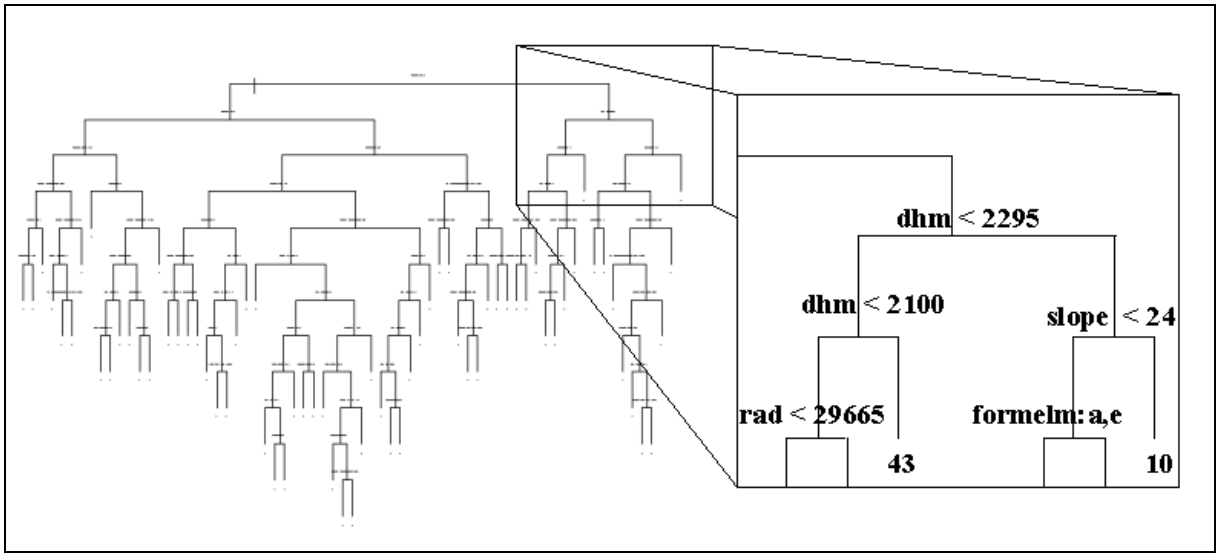


Abb. 49: Beispiel eines Entscheidungsbaums (CART).

Die grundlegenden Vorteile des CART-Verfahrens gegenüber anderen, (parametrischen) Verfahren sind nach MATHSOFT INC. (1999):

- leichtere Interpretierbarkeit durch die übersichtliche Baumstruktur
- Prediktoren/ Splitting-Variablen können sich aus numerischen (siehe Abb. 49 dhm, slope) und kategorischen Variablen (siehe Abb. 49 formelm) zusammensetzen

- bessere Darstellung von und verfahrenstechnische Invarianz gegenüber monotoner Re-expression/Wiederkehr von Prediktor-Variablen in hierarchischen, komplexen Wirkungsgefügen
- robust gegen Interaktionen zwischen den Variablen (=Multikollinearität), weil keine Annahmen über Variablenverteilung
- fehlende Werte werden zufriedenstellend behandelt

Nachteile ergeben sich wie folgt:

- aufgrund der hierarchischen Baumstruktur ist es schwieriger als in parametrischen Verfahren, einfache lineare Beziehungen zwischen abhängiger und Prediktor-Variable darzustellen und zu erfassen
- je weiter man dem Baum nach unten folgt, desto kleiner wird die Anzahl der betrachteten Fälle und desto schwieriger wird es, geeignete Splitting-Kriterien zu finden. Da parametrische Modelle die Signifikanz jeder Prediktorvariablen für alle Datenfälle testen, eignen sie sich besser für kleinere Datensätze (vgl. VAYSSIÈRES et al. 2000, S. 683).

In dem Entscheidungsbaum werden die wichtigsten Variablen, die auf einer großen Skala agieren, weit oben im Baum verwendet, während die lokal kleinräumig wirkenden und weniger allgemein wichtigen Variablen in der Nähe der Endknoten auftauchen (siehe MOORE et al. 1991a, S. 62). Auf diese Weise ist es möglich, die Wichtigkeit der Reliefparameter aus der Baumstruktur auch bei wiederkehrenden Nennungen abzuleiten.
Neben der Identifikation geeigneter Abgrenzungskriterien ist es ein kritischer Punkt der CART-Modelle, den Punkt auszumachen, an dem nicht weiter partitioniert werden sollte, um das Modell nicht zu „über-fitten“ (over-fitting), d.h. es nicht zu genau auf den Testdatensatz, mit dessen Hilfe es entwickelt wurde, anzupassen, um zu gewährleisten, daß es allgemeingültig genug ist. Dies geschieht mit Hilfe der Kreuzvalidierung und des sogenannten „Pruning“: hier wird jeder Ast des Baumes auf unabhängige Datensätze angewandt, um Fehlerraten abzuschätzen. Auf diese Weise wird die bestmögliche Baumgröße ermittelt (vgl. BREIMAN et al. 1984).
Ausgehend von dem endgültigen Baum können anhand der Abgrenzungskriterien die Verbreitungsflächen der End(vegetations)klassen durch Formulierung geeigneter Habitatparameter und deren Grenzkriterien in einem GIS umgesetzt und räumlich modelliert werden.

E3.3.2 Modellierung

Die CART-Modelle wurden mit der Statistik-Software S-PLUS berechnet, deren Routine ein Cost-Complexity-Pruning beinhaltet (vgl. MATHSOFT INC. 1999). Zunächst wurde versucht, für verschiedene Vegetationsverbände mit allen Datenpunkten Einzelmodelle aufzustellen, indem ihre Vorkommen von ihren Nicht-Vorkommen getrennt wurden. Jedoch zeigt sich in allen Fällen ohne Pruning ein zu starkes „over-fitting“ des Modells auf die jeweiligen Datenpunkte, mit Pruning wurden viele TRUE-Endknoten abgeschnitten. Aus diesem Grund wurden in den folgenden Modellen alle Verbände gleichzeitig betrachtet. Da die Gesamtanzahl der Datenpunkte mit mehreren Millionen jedoch viel zu hoch für die Berechnung eines PC-basierten Modells ist, wurden Stichproben der

einzelnen Vegetationsverbände verwendet. Mit Hilfe eines Zufallsverfahrens wurde ein Testdatensatz generiert. Der Stichprobenumfang wurde in Anlehnung an die als repräsentativ bestätigte Stichprobengröße (vgl. E2.3) mit 2500 pro Klasse festgelegt, so daß der Gesamtdatensatz für das CART-Modell ca. 100.000 Datenpunkte umfaßte. Mit Hilfe dieses Datensatzes wurden verschiedene Modelle berechnet und mittels Kreuzklassifikationen und Cost-Complexity-Pruning auf die geeignete Größe zurückgeschnitten, in die jeweils alle unabhängigen Reliefparameter als Prediktoren eingingen.
Die von dem jeweiligen CART-Modell entwickelten Entscheidungsbäume wurden für die räumliche Modellierung einzelner Vegetationsklassen im GIS programmiert und die Simulation mit der Vegetationskarte verglichen.
Da die Umsetzung der CART-Resultate in ein GIS nicht automatisch möglich war, verlangte die Erstellung einer räumlichen Simulation einen extrem hohen Programmieraufwand im GIS, da z.T. mehrere Äste zu derselben Klasse führten bzw. bis zu 10 Verzweigungen pro Ast programmiert werden mußten. Aus diesem Grund wurden nicht alle Vegetationsverbände, sondern einige ökologisch interessante, repräsentative Klassen (alpine Rasen, Schneetälchen, Fettwiesen, Grünerlen, Grauerlen, Nadelwälder) wurden exemplarisch analysiert.

E3.3.3 Ergebnisse

Es stellte sich heraus, daß die mit Hilfe der Reliefvariablen gefundenen Abgrenzungen zwischen den einzelnen Vegetationsverbänden ökologisch plausibel waren. Die Variable, die in allen Modellen zu Beginn und meist exklusiv auf den obersten beiden Hierarchie-Ebenen des Baumes verwendet wurde und die damit als wichtigste Variable für den Datensatz gelten kann, ist die Höhe. Dies bestätigt die Ergebnisse aus den qualitativ-deskriptiven (siehe E1) und den statistisch-korrelativen Untersuchungen (siehe E2) für den Gesamtdatensatz. Nachfolgend wurden meist die Hangneigung, die Strahlung und die Wasserverteilung per WDM als Variablen herangezogen, alle übrigen Variablen hatten untergeordnete Bedeutung im Gesamtmodell. Auch die kategorischen Variablen in Form der Reliefklassifikationsobjekte erwiesen sich als untergeordnet bedeutend.
Zum anderen zeigen die im GIS umgesetzten Modellierungen zwar z.T. grobe Übereinstimmungen mit der realen Vegetationsverteilung, jedoch erscheinen die gefundenen Relief-Abgrenzungskriterien als nicht ausreichend für die genaue Charakterisierung der Vegetationsverbände. Für die Abschätzung der Modellgüte in Tab. 34 werden die unter E3.2 beschriebenen Maße herangezogen.

Nr	Klasse	k	CCR	Prv	ODP	MCR	Se	Sp	DPR	PPP	NPP	fpos	fneg
15	*Caricion curvulae*	0.14	0.92	0.05	0.95	0.08	**0.19**	**0.96**	**0.15**	0.18	0.96	0.04	0.81
17	*Salicion herbaceae*	0.14	0.90	0.02	0.98	0.10	**0.53**	**0.91**	**0.44**	0.10	0.99	0.09	0.47
19	*Polygono-Trisetion*	0.28	0.96	0.04	0.96	0.04	**0.22**	**0.99**	**0.21**	0.45	0.97	0.01	0.78
39/40	*Vaccinio-Piceion*	0.32	0.91	0.09	0.91	0.09	**0.26**	**0.98**	**0.24**	0.61	0.93	0.02	0.74

Tab. 34: Modellgenauigkeit des CART-Gesamtmodells (Abkürzungen siehe Tab. 33).

Es fällt auf, daß die Correct Classification Rate (CCR) und die Specificity (Sp) für alle Klassen sehr hoch sind. Dies resultiert aus der Tatsache, daß jeweils nur eine Vegetationsklasse auf einmal räumlich modelliert wurde und somit dementsprechend viele Rasterzellen den Wert Null annehmen. Da der d-Wert der Konfusionsmatrix, also die korrekt als Nichtvorkommen modellierten Rasterzellen, sehr hoch ist, dominiert er die Gütequotienten. Demgegenüber ist die Sensitivity relativ gering, d.h. die

Vorkommen werden von dem Modell relativ schlecht modelliert, Se nimmt maximal 53% an. Sehr niedrige Kappa-Koeffizienten sind charakteristisch für alle Modelle, die Differential Positive Rate (DPR) nimmt relativ niedrige Werte bis 44% an und läßt einen Vergleich der Modelle untereinander zu.

In der räumlichen Verteilung treten die Schwachstellen der CART-Modellierung deutlich hervor, Abb. 50 vergleicht tatsächliche (braun) und modellierte Lage (gelb) des *Vaccinio-Piceion*.

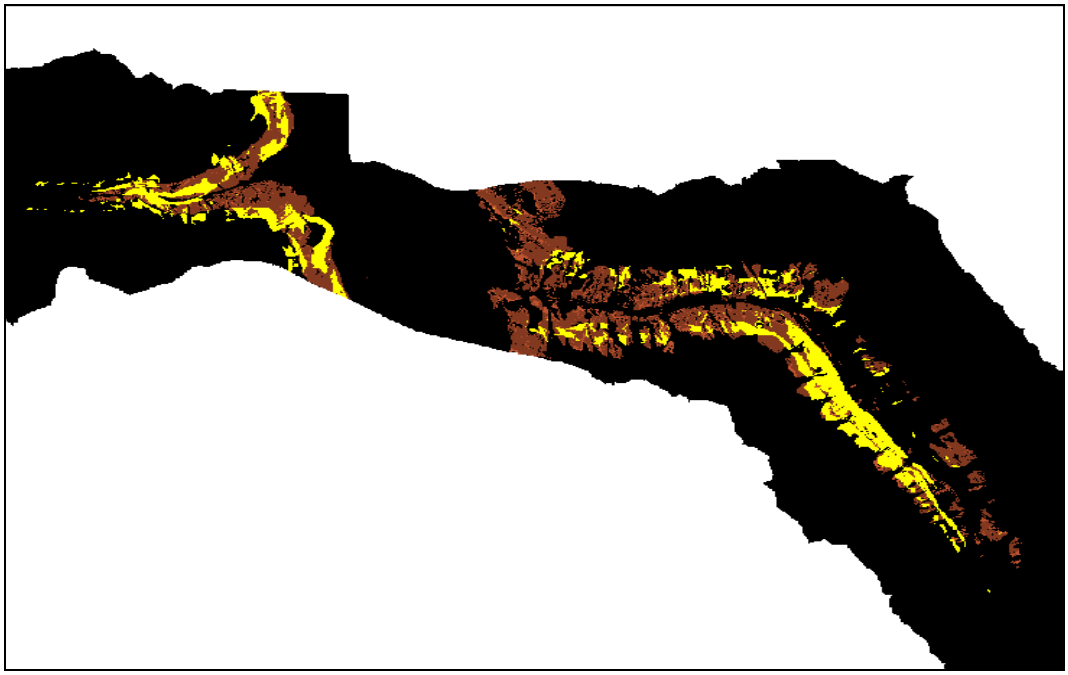


Abb. 50: Vergleich von CART-Modell (gelb) und realer Verbreitung (braun) des *Vaccinio-Piceion* (um 90° rotiert, Nord zeigt nach rechts).

Die grobe zonale Lage des Heidelbeer-Fichtenwaldgürtels wird durch die Reliefparameter weitgehend simuliert, allerdings werden markante Muster der Verteilung vor allem im Bereich des Lötschentaler Steiltals und Sonnhangs nicht durch das Modell erfaßt. Demgegenüber stimmt die Lage auf dem Lötschentaler Schatthang und auf den südlichen Trogschultern des Rhônetals in groben Zügen mit der Realität überein. Grundsätzlich unterschätzt das Modell die Vorkommen des *Vaccinio-Piceion*. Eine mögliche Ursache hierfür liegt in der Stichprobengröße, die höchstwahrscheinlich die weniger häufig besetzten Habitate unterrepräsentiert.

Da die Darstellung und Umsetzung der Baumstruktur mit zunehmender Anzahl an Vegetationsklassen komplexer und unübersichtlicher wird und die PC-Leistung bei Einbezug vieler Verbände an die Grenzen ihrer Kapazität stößt, wurden in einem zweiten Schritt die 20 (alpine Rasen-, Schneetälchen-, Grünland-, Grünerlen- und Hochstauden, Grauerlen-/Laubwald und Nadelwald-) Klassen zu 7 Oberklassen aggregiert. Die Modellgenauigkeiten und Gütemaße sind in der Tab. 35 angegeben. In Fällen, in denen erhebliche Abweichungen zwischen Lötschen- (L) und Turtmanntal (T) zu verzeichnen waren, sind die Gütemaße zusätzlich talweise angegeben.

Es fällt auf, daß außer bei den alpinen Rasen, deren Ökologie recht komplex erscheint und daher schwer zu modellieren ist, die Sensitivity bei der Aggregierung zu Oberklassen bei gleichbleibend hoher Specificity allgemein angestiegen ist. Daraus läßt sich folgern, daß die ökologischen Amplituden sich bei der Vergröberung der Betrachtungsskala vereinheitlichen.

Nr	Klasse	k	CCR	Prv	ODP	MCR	Se	Sp	DPR	PPP	NPP	fpos	fneg
10, 12	Alpine Rasen	0.22	0.86	0.11	0.89	0.14	**0.26**	**0.94**	**0.20**	0.34	0.91	0.06	0.74
11,15	Hochalpine Rasen	0.14	0.86	0.05	0.95	0.14	**0.36**	**0.89**	**0.25**	0.13	0.97	0.11	0.64
	(L)	0.09	0.90	0.03	0.97	0.10	**0.28**	**0.91**	**0.19**	0.08	0.98	0.09	0.72
	(T)	0.13	0.76	0.10	0.90	0.24	**0.39**	**0.80**	**0.19**	0.17	0.93	0.20	0.61
16-17	Schneetälchen	0.12	0.92	0.01	0.99	0.08	**0.68**	**0.92**	**0.60**	0.07	1.00	0.08	0.32
	(L)	0.02	0.99	0.00	1.00	0.01	**0.06**	**0.99**	**0.05**	0.02	1.00	0.01	0.94
	(T)	0.11	0.78	0.02	0.98	0.22	**0.86**	**0.78**	**0.64**	0.08	1.00	0.22	0.14
19-20	Grünland	0.38	0.94	0.04	0.96	0.06	**0.50**	**0.96**	**0.46**	0.35	0.98	0.04	0.50
22, 26-27	Hochstauden, Grünerlen	0.12	0.92	0.01	0.99	0.08	**0.50**	**0.93**	**0.43**	0.08	0.99	0.07	0.50
32	Grauerlen-/Laubwald	0.22	0.98	0.00	1.00	0.02	**0.63**	**0.98**	**0.61**	0.14	1.00	0.02	0.37
37-44	Nadelwälder	0.41	0.85	0.19	0.81	0.15	**0.40**	**0.95**	**0.35**	0.65	0.87	0.05	0.60
	(L)	0.24	0.82	0.18	0.82	0.18	**0.25**	**0.94**	**0.19**	0.49	0.85	0.06	0.75
	(T)	0.64	0.89	0.21	0.79	0.11	**0.63**	**0.96**	**0.59**	0.80	0.91	0.04	0.37

Tab. 35: Modellgenauigkeit des CART-Modells der 7 Oberklassen (Abkürzungen siehe Tab. 33, L=Lötschental, T= Turtmanntal).

Damit können die Ausagen von ETTEN (1998) und ZIMMERMANN u. KIENAST (1999) einer sich vereinheitlichenden Ökologie und damit sich verbessernden Modellgenauigkeit bei Aggregierung und Anhebung auf größere Skalen bestätigt werden.

Trotz der Verbesserung in den Se-Werten werden maximal 68% im Fall der Schneetälchen richtig vom Modell erfaßt, bei den anderen Klassen bleiben die Werte z.T. weit darunter. Es ergeben sich ebenfalls bei den Schneetälchen sowie bei den Nadelwäldern erhebliche Unterschiede von bis zu 80% zwischen Lötschen- und Turtmanntal. Hier zeigt sich bereits, daß die Modellierung einiger Vegetationsverbände in den beiden Haupttälern einige Schwierigkeiten nach sich zieht. Es wäre zu untersuchen, inwieweit sich die getrennte Modellierung der Täler positiv auf die Modellgenauigkeit auswirken würde.

Obwohl das Modell hochalpiner Rasen für das Turtmanntal eine um 11% bessere Sensitivity aufweist, zeigt sich im Vergleich mit dem Lötschental, daß die Modellgüte hier insgesamt betrachtet genauso gut/schlecht ist: für DPR ergibt sich in beiden Fällen der gleiche Wert von nur 0.19.

Allgemein läßt sich folgern, daß sich die Genauigkeit der CART-Modelle im Bereich um 50% bewegt und daß sie mit höherer hierarchischer Stufe um 10-15% ansteigt. Die vorliegende Arbeit kann daher nicht die sehr hohen Genauigkeiten einiger anderer CART-Studien bestätigen, die z.T. bis zu 90% erreichen. Ursachen hierfür könnten sein:

- Die Stichprobengröße ist zu klein und repräsentiert daher nur die Kernhabitate, nicht aber die ökologisch interessanten Randbereiche → zur Zeit ist aufgrund von Rechnerkapazitäten ein Modell-Lauf mit mehr als 100.000 Datenpunkten nicht realisierbar. Die Erstellung von Einzelmodellen mit der gesamten Datenpunktmenge ist ebenfalls nicht möglich, da Vorkommen und Nicht-Vorkommen (= Σ aller anderen Verbände) zu einem Ungleichgewicht im Modell führen würden und ebenfalls an die Grenzen der Rechnerkapazität stoßen.
- Die Analyse und der Vergleich einer großen Anzahl von CART-Modellen mit geringfügig veränderten Eingangsparametern würde Aufschluß über die kritischen Einstellungen eines solchen

Modells geben → bislang sind auch diesem Vorgehen aufgrund der Rechenkapazitäten und vor allem –zeiten Grenzen gesetzt.

- In MOORE et al. (1991a) werden bei ca. 1300 Datenpunkten gute Modellgenauigkeiten mit 510! Endknoten erreicht. Erst ab einer hohen Anzahl von Endknoten kann gewährleistet sein, die volle Komplexität der Wirkungsgefüge zwischen Vegetation und Relief ausreichend zu erfassen → aufgrund der fehlenden automatischen GIS-Umsetzung der CART-Ergebnisse in S-PLUS sind Modelle mit einigen hundert Endknoten angesichts manueller Programmierung nicht sinnvoll. Zukünftige Modellierungen mit Statistiksoftware-Paketen mit GIS-Schnittstelle wie z.B. SIMPLE (in MOORE et al. 1991a oder in LEES und RITMAN 1991) sind hier angebracht.

E3.4 Parallel-Epiped-Klassifikatoren (PPD)

E3.4.1 Modellbeschreibung

FISCHER (1990, S. 37) formuliert für die Habitatforschung in Mitteleuropa folgende zentrale Betrachtungsweise: „in central European phytosociology the habitat of vegetation is described as ranges of the different habitat variables“. Mit dieser Vorstellung des Habitats als der Kombination verschiedener Variablenamplituden stimmt die Methodik überein, auf der ebenfalls verteilungsfreie Boolean-Modelle bzw. Parallel-Epiped-Klassifikatoren (PPD) beruhen. Die Abb. 51 zeigt den grundlegenden Ansatz des PPD-Verfahrens (hier im 2-dimensionalen Raum), das generell im (mehrdimensionalen) Raum obere und untere Habitatgrenzen definiert, so daß eine ökologische „Box“ entsteht, innerhalb derer das Vorkommen eines bestimmten Vegetationstyps wahrscheinlich ist. Im Fall der roten Sterne in Abb. 51 kann die ökologische Amplitude mittels einer bestimmten Ober- und Untergrenze (z.B. +/- eine Standardabweichung vom Mittelwert) relativ exakt abgegrenzt werden, das Verfahren scheint für diese Variablenverteilung angebracht. Bei den grünen Rauten ergeben sich zwischen den Datenpunkten und der umgrenzenden Box bereits größere Lücken; hier werden durch die Annäherung mittels einer PPD-Box Habitateigenschaften angenommen, unter denen z.T. real keine aktuellen Vorkommen zu finden sind.

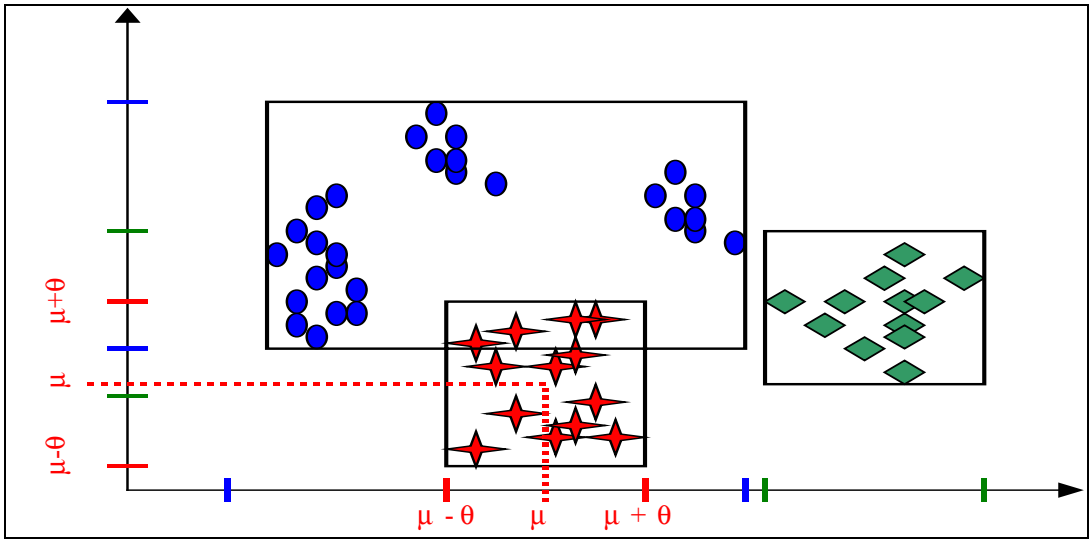


Abb. 51: Parallel-Epiped-Klassifikator mit +/- 1 Standardabweichung.

Bei den engen Abständen zwischen den Punkten kann jedoch davon ausgegangen werden, daß der hierdurch verursachte Fehler nicht schwerwiegend ist.
Ganz anders verhält es sich mit der Modellgüte im Fall der blauen Kreise: hier scheint eine Abgrenzung der ökologischen Amplitude mit einem PPD-Verfahren zunächst nicht sinnvoll, die tatsächlichen Cluster werden viel zu grob durch das Modell wiedergegeben. Allerdings werden bei dieser Beurteilung nur die aktuellen Vorkommen einbezogen, es ist nicht bekannt, ob die potentiellen Habitatflächen evtl. den gesamten ökologischen Box-Innenraum abdecken. Diese bereits oben angesprochene Problematik macht die PPD-Methode zu einem geeigneten Werkzeug, um potentielle Vorkommen zu rekonstruieren bzw. zu simulieren.
Weitere Vorteile des PPD-Verfahrens sind seine einfache Durchführbarkeit und die bestehende Verknüpfung mit GIS- und Bildverarbeitungs-Software, die eine automatische graphische Umsetzung der Modellergebnisse ermöglichen.
Nachteile dieses Verfahrens sind neben der gegebenenfalls ökologisch zu groben Box-Form, daß kategorische Variablen nicht berücksichtigt werden können, da für sie keine Ober- und Untergrenzen definiert werden können.
Generell sind die PPD-Modelle um so leichter zu handhaben, je besser der Kenntnisstand bezüglich der potentiell wichtigen Prediktorvariablen ist. Im vorliegenden Fall erfolgte für jede Vegetationseinheit eine gewisse Vor-Selektion der Prediktorvariablen anhand der statistisch – korrelativen Zusammenhänge (aus Kapitel E2), so daß nur die jeweils wichtigsten Variablen in die Modelle einbezogen wurden.

E3.4.2 Modellierung

Die Modellierung wurde mit dem PPD-Verfahren in Erdas Imagine durchgeführt und erfolgte klassenweise. Um die Modellergebnisse später validieren zu können, wurden die einzelnen Modelle mit einer Stichprobe des gesamten Datensatzes einer Vegetationsklasse entwickelt und mit allen übrigen Datenpunkten dieser Klasse später validiert. Dazu wurden zunächst mit Hilfe eines Zufallsgenerators jeweils bei den Klassen mit $n > 1000$ Punkten 15% der Datenpunkte bzw. bei $n < 1000$ und $n < 500$ Punkten 30% und 40% ausgewählt.
Es wurden Modelle für alle Vegetationsverbände gerechnet, wobei die Klassen z.T. zusammengefaßt wurden, wenn sie ökologisch oder taxonomisch eng verwandt sind (z.B. 26 (*Alnenion viridis*) mit 27 (*Alnenion viridis* mit hohem *Betula pendula* Anteil)).
Zunächst wurden die zu verwendenden Reliefparameter für die Modellbildung ausgewählt. Auswahlkriterien dazu lieferten die Ergebnisse aus den vorhergehenden qualitativen und quantitativen Analysen, insbesondere das t-Wert-Verfahren. Die so extrahierten Reliefvariablen wurden iterativ in die Modelle integriert, bis die statistischen Gütemaße optimiert waren. Für die Modellbildung selber erfolgte die Festlegung von oberer und unterer Variablengrenze über Mittelwerte +/- Standardabweichungen; der Mittelwert +/- einer Standardabweichung wurde als Startkonfiguration ausgewählt und iterativ erhöht, wobei maximal 1.8 Standardabweichungen als sinnvolle Rahmenbedingungen auftraten. Wo aufgrund der ökologischen Voranalysen spezielle Standortbedingungen abgeleitet worden waren, wurden in Einzelfällen einige Obergrenzen manuell im

Try-and-Error Verfahren festgelegt (z.B. für die Modellierung der Obergrenze der Nadelwälder in den Konkavitäten der Liefergebiete der Bachrinnen).
Die simulierten Verbreitungen der einzelnen Vegetationsklassen wurden im Anschluß direkt mit den realen Vorkommen aus der Vegetationskarte im GIS verschnitten, validiert und die statistischen Gütemaße berechnet. Dabei wurden neben dem gesamten Untersuchungsgebiet z.T. zusätzlich die Genauigkeiten jeweils für das Lötschental, das Lötschen-Wohntal und das Turtmanntal untersucht. Das Rhônetal wurde für die Modellierung nördlich der Rhône dem Lötschental, südlich der Rhône dem Turtmanntal zugeschlagen, weil viele der Vegetationsklassen hier gar nicht vorkommen und so eine getrennte Betrachtung nicht sinnvoll erscheint.

E3.4.3 Ergebnisse

Die Ergebnisse der Modellierung werden im folgenden an einigen Beispielen (derjenigen Klassen aus den CART-Modellen und einigen weiteren) ausführlich behandelt und die Modellbildung, ihre Vorteile und ihre Restriktionen im Hinblick auf die Ökologie und die Skalenproblematik diskutiert. Dabei werden nach einer intensiven Evaluierung von Modellkonfigurationen anhand des Nadelwaldes Modelle der Laubwälder, Sträucher und Gebüsche, alpinen Rasen und Schneetälchen näher erläutert. Für die verwendeten Variablenkürzel siehe Tabelle der Reliefvariablen im Anhang 7.
Anschließend wird anhand der anthropogen stark überprägten Landwirtschaftsklassen sowie der ehemaligen und aktuellen Siedlungen der Geodeterminismus des menschlichen Einflusses modelliert.
Schließlich wird im letzten Abschnitt über die statistischen Maße der Sensitivity, Specificity in einem zusammenfassenden ROC-Plot eine graphische Übersicht aller Modelle gegeben und die Resultate zusammengefaßt.

Gesamter Nadelwald (37-44)

Die Nadelwaldklassen wurden zunächst im Vergleich zu den CART-Modellen aggregiert modelliert. Um allgemein die Effekte verschiedener Reliefvariablen und deren Standardabweichungen auf die räumliche Simulation abzuschätzen, wurden die Waldmodelle vor die übrigen Modelle vorgezogen und 6 verschiedene Modellkonfigurationen generiert: zunächst wurden die Variablen dhm, slope, wdm, wdminv, find-wdm, aktind und topo5 verwendet und mit +/- 1.25 Standardabweichungen vom Mittelwert die Ober- und Untergrenzen berechnet. Im zweiten Lauf wurden die Variablen beibehalten, jedoch die Standardabweichung (SD im folgenden) auf 1.5 heraufgesetzt. Das dritte Modell hat eine SD von 1.6 und rechnet nur mit den Variablen dhm und slope, das vierte Modell bezieht zusätzlich noch wdm ein. Das fünfte Modell beruht auf SD= 1.7 mit dhm, slope und wdm, während das letzte Modell eine manuell veränderte Obergrenze hat. Die Ober- und Untergrenzen einiger Variablen sind für das Modell 5 beispielhaft der Tab. 36 zu entnehmen, für die Höhe wurde die Obergrenze des Lötschentals verwendet.

Variable	Untergrenze	Obergrenze	Variable	Untergrenze	Obergrenze
dhm	1310	2241	find-wdm	-9	36
slope	18	49	topo5	82.12	116.98
wdm	0	11110	aktind	6.85	12.60
wdminv	0	8000			

Tab. 36: Ober- und Untergrenzen einiger Reliefvariablen für Nadelwald mit SD= 1.7.

Die 6 Modelle wurden mit der realen Vegetationskarte verschnitten und die Modellergebnisse anhand der statistischen Gütemaße miteinander verglichen. Einen Überblick über Sensitivity und Specificity in Form des ROC-Plots gibt die Abb. 52.

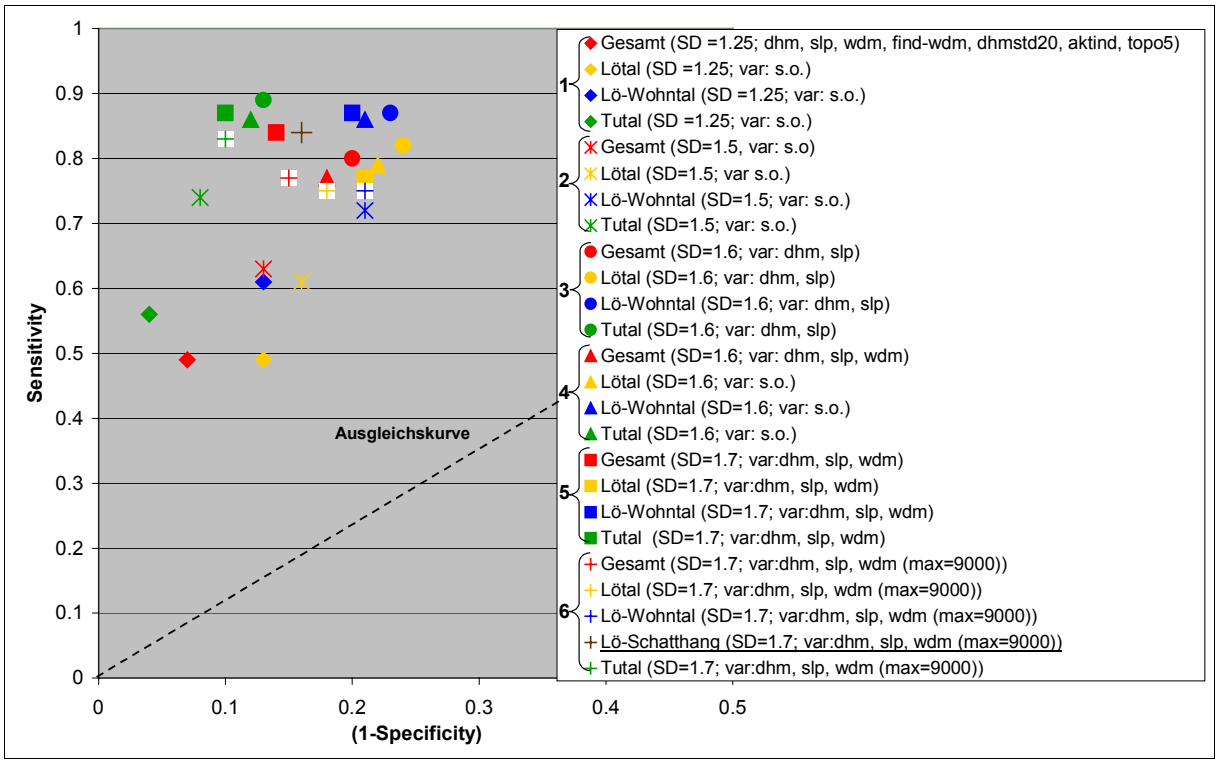


Abb. 52: ROC-Plot für 6 verschiedene Nadelwald-Modelle.

Auf der x-Achse ist die von 1 subtrahierte Specificity (bzw. der Fehler 1. Art) aufgetragen, auf der y-Achse die Sensitivity, d.h. der Anteil, der vom Modell korrekt simuliert wird (zur besseren Darstellbarkeit wurde die x-Achse auf den Maximalwert von 0.5 skaliert). Die 6 Modelle sind durch unterschiedliche Markierungen gekennzeichnet, die räumlichen Einheiten (Gesamtgebiet, Einzeltäler) sind darin jeweils an der gleichen Farbe erkennbar. Die Diagramm-Diagonale wird als Ausgleichskurve bezeichnet. Je weiter ein Modell bzw. die zugehörige Markierung von dieser Kurve entfernt ist und je mehr sie sich der linken oberen Diagrammecke annähert, desto genauer ist das Modell in der Lage, mit den verwendeten Reliefvariablen die reale Verbandsverteilung zu simulieren. Beispielsweise ist das 5. Modell im Turtmanntal (=grünes Quadrat) wesentlich besser als das erste Modell (=grüne Raute).

Aus der Abb. 52 ist zum einen erkennbar, daß die Modelle mit wenigen Reliefvariablen (Kreise, Quadrate, Kreuzsignaturen) wesentlich bessere Ergebnisse liefern als diejenigen mit vielen Prediktoren (Rauten, Sterne). Es scheint daher, daß die Auswahl einiger weniger Reliefparameter für die Modellierung sinnvoller ist als die Verwendung des Gesamtsatzes von Reliefprediktoren. Diese Verschlechterung des Modells durch Einbeziehung zusätzlicher Variablen kann dadurch entstehen, daß fehlende Zusammenhänge einiger Reliefvariablen mit der jeweiligen Vegetationsklasse das Prediktorpotential der signifikanten Reliefvariablen reduzieren. Allgemein verbessern sich die Modellergebnisse mit steigender Standardabweichung bis ca. SD= 1.7, so daß für die weitere Modellbildung meist mit Standardabweichungen SD > 1.6 gearbeitet wurde.

Zum anderen fällt auf, daß sich die einzelnen Talabschnitte voneinander unterscheiden. In Bezug auf die Sensitivity zeigen das Lötschen-Wohntal und das Turtmanntal in allen 6 Modellen bessere Ergebnisse als das gesamte Lötschental, die Vorkommen im Lötschen-Steiltal sind scheinbar schwieriger zu modellieren als im Turtmann-Steiltal. Auf Seiten der Specificity bzw. des Fehler 1. Art dagegen unterscheidet sich das Lötschental gänzlich vom Turtmanntal: die Fehler 1. Art sind im Turtmanntal (=grüne Signaturen) um 10-15% geringer als im Lötschental mit gelben bzw. blauen Signaturen. Das bereits oben erwähnte 5. Modell ist für das Turtmanntal in der Lage, 87% der Nadelwaldvorkommen zu simulieren, der Fehler 1. Art, d.h. die als Vorkommen simulierte Fläche, die real jedoch nicht mit Nadelwald bestanden ist, beträgt hier nur 10%. Im Lötschental ergibt sich für das 5. Modell bei gleicher „Treffergenauigkeit“ von 87% ein Fehler 1. Art von 20%. Die 87% des Turtmanntals ergeben sich auch aus der Tatsache, daß der kontinentalitäts- und massenerhebungsbedingte Anstieg der Waldgrenze zum Süden hin nicht berücksichtigt wurde und als Obergrenze die des Schatthangs im Lötschental gewählt wurde.

Diese 10% bzw. 20% können einerseits anzeigen, daß das Modell nicht genügend genau ist; jedoch können sie andererseits bei der Extrapolation ökologischer Amplituden auch bedeuten, daß auf diesen Flächen potentiell Nadelwald stehen könnte. Da die Grenzbedingungen der Reliefvariablen nicht beliebig gewählt wurden, sondern anhand der Stichproben-Mittelwerte und Standardabweichungen definiert sind, deutet eine überschätzende Modellierung auf einen anthropogenen oder durch andere Störungsfaktoren beeinflußten Zustand hin, der sich an einigen Stellen vom weitgehend natürlichen Vorkommen unterscheidet. Es ist im Untersuchungsgebiet davon auszugehen, daß besonders auf dem Lötschentaler Sonnhang die Waldgrenze anthropogen gesenkt wurde, daß jedoch andererseits der Schatthang und die meisten Flächen im Turtmanntal, v.a. in unzugänglichen Bereichen, weitgehend natürliche Grenzen darstellen. Die gewählte Datenpunkt-Stichprobe, die auch die ungestörten Lagen einbezieht, definiert die Obergrenze des Waldes. Auf diese Weise kann die Überschätzung des Modells als anthropogene Einflußfläche definiert werden und die Diskrepanz zwischen Realität und Simulation eine Näherung der potentiellen Verbreitung darstellen, ähnlich den Ansätzen von BRZEZIECKI et al. (1993), BRZEZIECKI et al. (1995), BRAUN (1996), GUISAN et al. (1998) und IVERSON et al. (1999).

Um diese Aussage zu bestätigen, wurden räumliche Untersuchungen der Waldverteilung im GIS vorgenommen. Abb. 53 und Abb. 54 geben Aufschluß über die räumliche Verteilung der simulierten und kartierten Nadelwaldbestände. Das Modell Nr. 6 (SD=1.7, dhm, slope, wdm) wurde verwendet und für den Schatthang des Lötschentals (ohne Schwemmfächer) „geeicht“: es ergab sich eine Sensitivity von 94% bei einer Specificity von 92%, so daß das Modell als weitgehend genau für den Schatthang angesehen werden kann. Unter der Annahme, daß die Waldgrenze auf dem Sonnhang bis auf ähnliche Höhen steigen kann und daß geringere Feuchtegehalte des Sonnhangs keinen negativen Einfluß haben, simuliert Abb. 53 die Waldverteilung für den Sonnhang in Abhängigkeit von den Zuständen auf dem Schatthang.

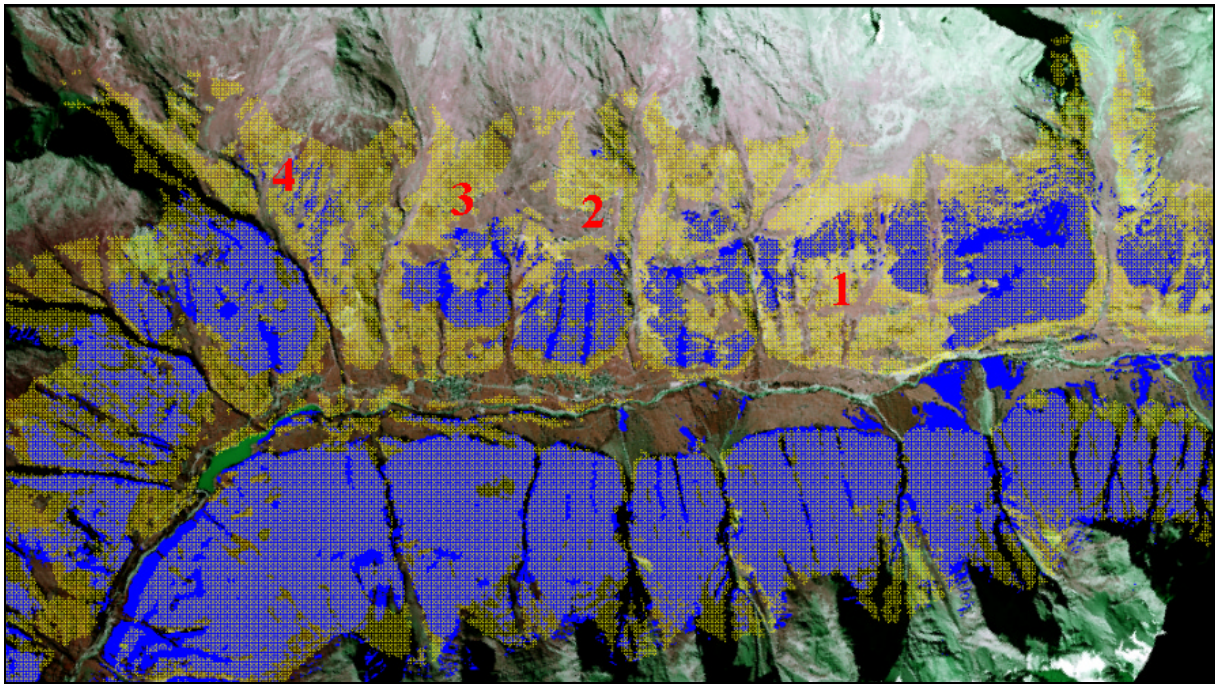


Abb. 53: Modell (Nr. 6) (gelb) und Realität (blau) der Nadelwaldverteilung im Lötschental.

Es zeigt sich, daß (Richtigkeit der o.g. Annahmen vorausgesetzt) große Flächen des Sonnhangs ohne anthropogenen Einfluß potentiell mit Wald bedeckt wären, wie es auch von LEIBUNDGUT (1938) und BACHMANN-VOEGELIN (1984) angeführt wurde. Vor allem die Weiler und Alpen von Weissenried bis Baann (1) sowie an Lauchern- (2), Hocken- (3) und Kummenalp (4) weisen große potentielle Waldflächen auf. Einzelne Funde von Lärchen und Arven auf Felsen (beispielsweise oberhalb Tellistafel oder Faldumalp) sowie teilweise aufkommender Jungwuchs auf aufgelassenen Flächen belegen diese Modellierungsergebnisse.

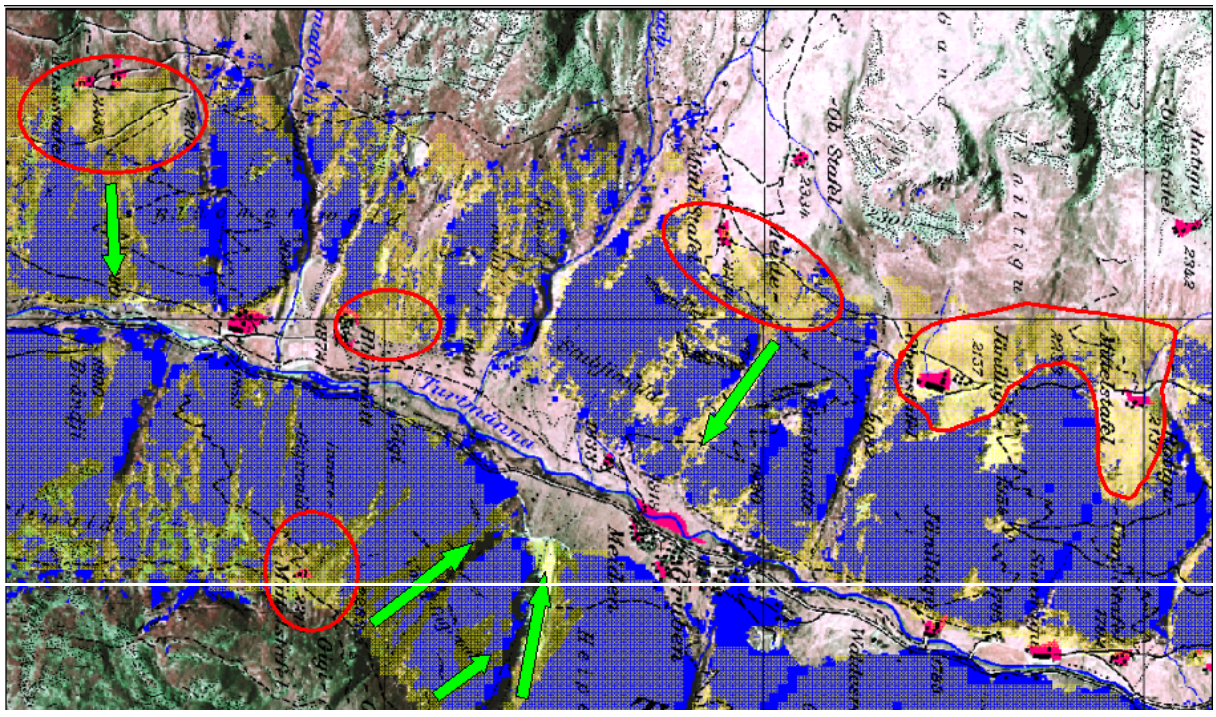


Abb. 54: Modell (Nr. 6) (gelb) und Realität (blau) der Nadelwaldverteilung im Turtmanntal.

Der erhöhte Fehler 1. Art des Lötschentals von 20% gegenüber nur 10% im Turtmanntal ist ebenfalls an der Abb. 54 zu belegen. Gezeigt wird ein Ausschnitt aus dem Turtmanntal zwischen Rottigu-Mittelstafel im Norden (hier rechts zu sehen) über Jänitigu-Oberstafel und Meidalp zur Massstafel im Süden (hier links im Bild): man sieht, daß überall dort, wo Alpen (=rote Kreise) sind, die im Sommer bestossen werden, Lücken im höhenparallelen Verlauf der Waldgrenze auftreten, die eindeutig anthropogen bedingt sind. Gleiches trifft für den Grüob-Oberstafel am westexponierten Hang (roter Kreis links unten im Bild) zu. Durch die Tatsache, daß die anthropogen gerodeten Waldpartien des Turtmanntals viel kleinflächiger als im Lötschental sind, läßt sich der niedrigere Fehler 1. Art im Modell erklären.
Die Restriktionen des Modells sind jedoch auch zu erkennen, wenn man die Schwemmfächer und Bachrinnen sowie z.T. auch die Lückenhaftigkeit einzelner Waldpartien betrachtet. Es scheint aufgrund der gewählten Reliefparameter Höhe, Hangneigung und WDM nicht ausreichend möglich zu sein, die geomorphologische Prozeßaktivität zu parametrisieren bzw. zu indizieren. Daraus resultierend werden Waldstandorte auf den Schwemmfächern nicht modelliert. Auf der anderen Seite werden in breiteren Rinnen und z.T. an der oberen Waldgrenze im Turtmanntal sowie im Einzugsbereich oberhalb der Bachrinnen auf dem Lötschentaler Schatthang Waldvorkommen simuliert, die jedoch aufgrund der hohen tatsächlichen Prozeßaktivität von Lawinen, Murgängen und Steinschlägen real nicht auftreten können (grüne Pfeile). Neben einem geringen Indikatorpotential der gewählten Reliefparameter für diese Standortfaktoren spielt hier jedoch auch die Skalenproblematik eine Rolle: kleinere Rinnen, die real waldfrei sind, werden durch das grobe DHM25 nicht erfaßt und daher als Vorkommen modelliert. Die letztgenannten Tatsachen tragen ebenfalls zu einer Verringerung der allgemeinen Modellgenauigkeit bei.
Im Zusammenhang mit der Modellgenauigkeit definieren ANDERSON et al. (1976) (zitiert in GOODCHILD 1994 S. 622) eine Specificity von 85% als sehr gute Genauigkeit. In Bezug auf die Kappa-Statistik bezeichnen MONSURED u. LEEMANS (1992) $k > 0.40$ als mäßiges und $k > 0.55$ als gutes Ergebnis, während LANDIS u. KOCH (1977) schon ab einem Wert von $k > 0.4$ von guten Ergebnissen sprechen. Insgesamt gesehen ist es daher mit wenigen Datenpunkten und nur 3 Reliefvariablen möglich, sehr hohe Modellgenauigkeiten bei der Verteilung von Nadelwald mit einer Vorhersagekapazität von 84% für das Gesamtgebiet und 89% im Turtmanntal zu erreichen. Die Kappa-Werte der hier entwickelten Nadelwaldmodelle liegen zwischen 0.48 und 0.69.
Im Vergleich der Abb. 53 zu den CART-Simulationen in Abb. 50 zeigt sich eindeutig ein Vorteil des PPD-Verfahrens: während bei CART die Gefahr des Überfittens des Modells groß ist und die aktuelle Waldverteilung auf dem Sonnhang durch geeignete Knotenbildung/Verzweigungen genau beschrieben wird, ohne daß potentielle Standorte erfaßt werden, simuliert das PPD-Verfahren mit Einsatz von Unter- und Obergrenzen auch potentielle Habitatgrenzen.

Separate Simulationen für das Turtmanntal, bei denen die Höhengrenzen ebenfalls nur auf den Verteilungsmaßen aus diesem Tal beruhen, ergaben für die Sensitivity eine Erhöhung auf 91%. Es wäre daher für zukünftige Modellierungen entweder erforderlich, die beiden Täler bei der Modellierung höhenzonaler Klassen getrennt zu behandeln. Eine flexiblere Vorgehensweise wäre jedoch eine Neuberechnung des DHM unter Herausfiltern des Höhentrends, wie es z.B. von LOBO et al. (1998a) durchgeführt wird.

Getrennte Modelle *Vaccinio-Piceion* (39/40) und *Larici-Pinetum cembrae* (41/42)

Neben dem Gesamtmodell für Nadelwald wurden zusätzlich die beiden Klassen des Heidelbeer-Fichtenwaldes (39/40) und des Lärchen-Arvenwaldes (41/42) getrennt modelliert. Sensitivity und Specificity der beiden Modelle sind in der Tab. 37 aufgeführt.

Klasse	Gesamt		Lötschental		Lötschen-Wohntal		Turtmanntal	
39/40	Se 0.69	Sp 0.90	Se 0.66	Sp 0.89	Se 0.80	Sp 0.76	Se 0.73	Sp 0.90
43/44	Se 0.79	Sp 0.86	Se 0.70	Sp 0.81	Se 0.79	Sp 0.83	Se 0.80	Sp 0.92

Tab. 37: Sensitivity und Specificity der Modelle für *Vaccinio-Piceion* (39/40) und *Larici-Pinetum cembrae* (43/44).

Getrennte Simulationen für die einzelnen Nadelwaldklassen ergeben niedrigere Genauigkeiten als das Gesamtmodell. Dies ist dadurch zu erklären, daß die Obergrenze des Heidelbeer-Fichtenwaldes und damit die Untergrenze des Lärchen-Arvenwaldes zum Turtmanntal hin absinkt, womit sich daher grobe Über- und Unterschätzungen der jeweiligen Modellklassen gegenüber der Realität ergeben. Genau wie bei dem Gesamtmodell zeigt sich auch hier eine höhere Genauigkeit im Turtmanntal gegenüber dem Lötschental.

Im Vergleich zum CART-Modell, das für das *Vaccinio-Piceion* eine Sensitivity von 0.26 und eine Specificity von 0.98 bzw. für die aggregierte Oberklasse Nadelwald jeweils 0.40 bzw. 0.95 ergibt, liegt die Sensitivity beim PPD-Verfahren für das Gesamtgebiet mit 0.69 wesentlich höher.

Quercion pubesceni-petraeae/ Deschampsio-Pinion (33/34)

Die Flaumeichen-Bergföhrenwälder des Rhônetals wurden mit der Variablenkombination dhm, aspcos und rad, die aufgrund des t-Test-Verfahrens die größte Bedeutung für diesen Vegetationsverband haben, mit folgenden Grenzwerten (und SD= 1.5)modelliert:

Variable	Untergrenze	Obergrenze	Variable	Untergrenze	Obergrenze
dhm	700	1450	aspcos	0	40
slope	18	44	rad	27000	38435

Tab. 38: Grenzwerte des Flaumeichenmodells.

In Höhen zwischen 700m und 1450m bei Hangneigungen über 18 ° mit südlicher Exposition und einem Strahlungsgewinn über 27.000 Watt konnte das *Quercion pubesceni-petraeae* bzw. das *Deschampsio-Pinion* hochgenau in seiner räumlichen Verbreitung simuliert werden, die entsprechenden Gütemaße sind der Tab. 39 zu entnehmen.

k	CCR	Prv	ODP	MCR	Se	Sp	PPP	NPP	fpos	fneg
0.54	0.97	0.02	0.98	0.03	0.93	0.97	0.4	1	0.03	0.07

Tab. 39: Gütemaße der Modellierung des Flaumeichenmodells.

Bei einer Sensitivity von 93% bei einem Fehler 1. Art von nur 3% ergibt sich ein Wert für die Differential Positive Rate (DPR) von 90%. Die gute räumliche Übereinstimmung mit den realen Flaumeichen-Bergföhrenwäldern zeigt sich in der Abb. 55 . Mit Hilfe der Hangneigung ist es möglich, die Standorte der Waldflächen von denen der dazwischen liegenden Steppen- und Trockenrasen zu isolieren, die durchweg auf niedrigeren Hangneigungen zu finden sind (siehe rote Markierungen). Bereits hier zeigt sich, daß die Hangneigungsvariable ein guter Indikator für die menschliche Nutzung ist, wie es im Fall der Fettwiesen und –weiden noch genauer ausgeführt werden wird.

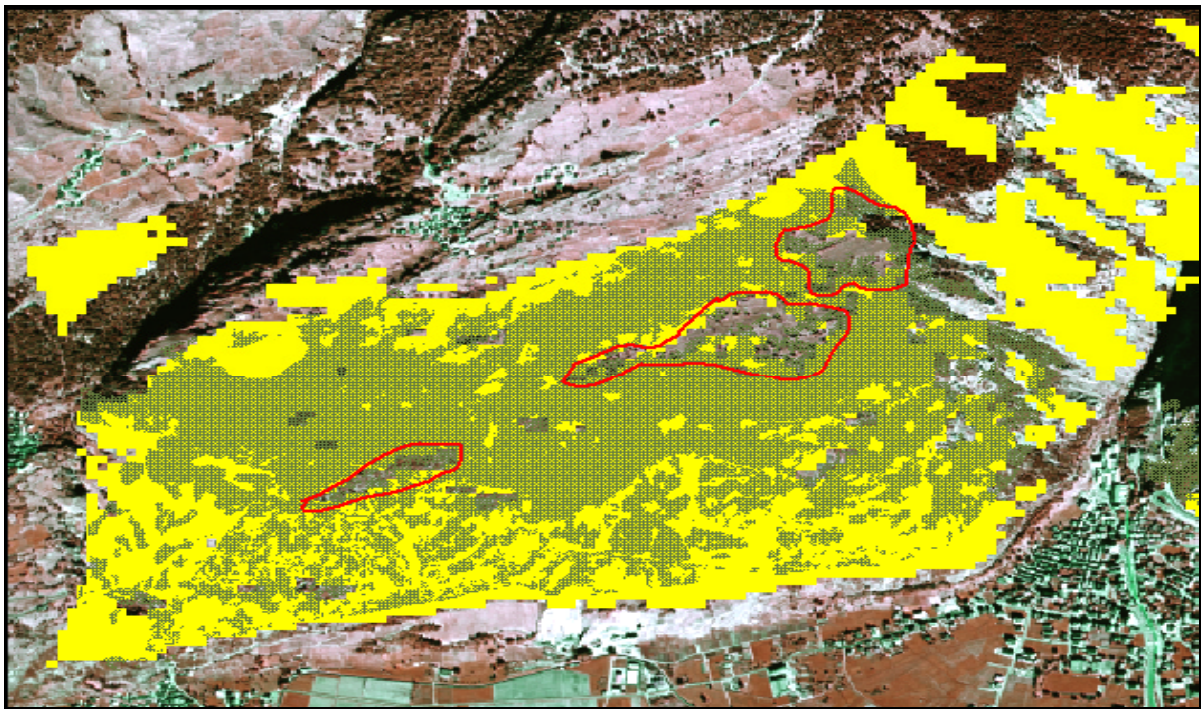


Abb. 55: Modell (gelb) und Realität (grün) der Flaumeichen-Bergföhrenwälder.

Es zeigt sich, daß das Modell flächendeckender modelliert, als die Wälder real vorkommen. Dies ist ebenfalls durch den menschlichen Einfuß zu erklären, denn die jahrhundertelange Nutzung als Niederwald mit regelmäßigem Holzeinschlag hat das Erscheinungsbild des Waldes aufgelockert. Vor allem in den unteren Hangpartien kommt dazu, daß dort größere Felsflächen liegen, die nicht mit Wald bestanden sind. Da im Modell keinerlei Informationen bzw. Variablen zum Untergrund (z.B. eine Felsmaske) berücksichtigt werden, können diese waldfreien Flächen nicht realistisch simuliert werden.

Rechts am Bildrand simuliert das Modell Vorkommen, obwohl sie real nicht zu finden sind. Die Ursache hierfür scheint wieder die ungenügende Indikation geomorphologischer Prozesse durch die verwendeten Reliefvariablen zu sein, denn diese Steilflächen sind nur spärlich bewachsen, weil Rutschungsprozesse das Aufkommen komplexerer Vegetationsverbände verhindern.

Die Flächen links oben im Bild und am oberen Rand der simulierten Verbreitung, die vom Modell als Vorkommen simuliert werden, beherbergen real zwar einzelne Vertreter von *Quercus pubescens* und *Pinus sylvestris*, jedoch sind diese nur eingestreut in ein dominierendes *Vaccinio-Piceion*. An dieser Stelle wird wieder deutlich, daß die kartographische Grenzlegung, die aufgrund von Dominanz- und Abundanzkriterien erfolgt, immer einen Kompromiß zwischen Realität und Darstellbarkeit eingehen muß und Ökotonbereiche nur schlecht wiedergeben kann. Durch Überlagerung der modellierten Verbreitung des *Quercion pubescenti-petraeae* mit der des *Vaccinio-Piceion* konnte diese Übergangszone zwischen 1300m und fast 1500m eindeutig identifiziert werden, denn einzelne Flaumeichen reichen bis auf 1480m, während die Fichte bis auf ca. 1300m herunterreicht.

Alnion incanae (32)

Nach den eher höhenzonalen Vegetationsverbänden des Waldes sind für die Grauerle weniger die Expositions- oder Strahlungsvariablen als vielmehr die Feuchteverteilung wichtig, sie sind an

grundwasserbeeinflußte Standorte gebunden. Die entsprechenden Variablen, die für die Modellierung von Bedeutung sind, sind Feuchteparameter wie procurv, floac, wdminv oder find-floac. Da viele dieser Variablen redundante Informationen beinhalten, wurde zunächst nur das inverse WDM für die Modellbildung ausgewählt. Da die Vorkommen der Grauerlen nichtsdestotrotz auch eine Höhenbegrenzung im Gelände aufweisen, wurde die Variable dhm ebenfalls einbezogen. Nach verschiedenen Modelläufen und alternativem Einsatz anderer Feuchtevariablen wurde schließlich das endgültige Modell mit den folgenden Grenzwerten und nur 2 Reliefvariablen berechnet (SD= 1.7):

Variable	Untergrenze	Obergrenze
dhm	640	1850
wdminv	0	250

Tab. 40: Grenzwerte der Reliefvariablen des Grauerlenmodells.

Die Variable wdminv hat ausreichendes Indikatorpotential, um die Grundwasserstandorte anzuzeigen. Bei der räumlichen Modellierung ergeben sich Sensitivity und Specificity wie folgt (die Einheit Lötschen-Wohntal wurde hier ausgelassen, da die Bestände der Grauerle nicht weit in das Wohntal hineinreichen):

Maß	Gesamt	Lötal	Tutal
Se	0.80	0.97	0.88
Sp	0.96	0.96	0.97

Tab. 41: Sensitivity und Specificity des Grauerlenmodells.

Die Modellgenauigkeit ist im Lötschental am höchsten, hier kommen am Rande der Lonza z.T. geschlossene Bestände vor, die vom Modell genau simuliert werden können. Im Turtmanntal sind die tatsächlichen Vorkommen im Talgrund gestreuter und werden teilweise nicht vom Modell erfaßt, wodurch die geringere Sensitivity zu erklären ist.
Grundsätzlich jedoch wird auch bei diesem Vegetationsverband eine hohe Modellgenauigkeit mit nur 2 Reliefparametern erreicht, die mit einer Sensitivity von 0.80 für das Gesamtgebiet wesentlich höher liegt als die des CART-Modells mit 0.63 bei gleicher Specificity.

Alnenion viridis (26/27)

Im Gegensatz zu den Grauerlenwäldern, die eine ausgesprochen einheitliche ökologische Nische besetzen, sind die Standorte der Grünerlengebüsche wesentlich komplexer. Sie treten einerseits in den lawinenbeeinflußten Bachrinnen und auf den steilen Hangpartien nahe dem Langgletscher, andererseits auch auf den Schwemmfächern in den Auslaufzonen der Bachrinnen auf. Ihre Komplexität kommt auch in den t-Werten der Reliefvariablen zum Ausdruck, es kristallisiert sich kein besonders signifikanter Reliefparameter für die Parametrisierung des Habitats heraus. Es wurden viele Varianten von Wölbungsparametern mit Feuchteparametern kombiniert, um die Grünerlenstandorte anzunähern, jedoch mit geringen Modellgenauigkeiten. Die größte erreichbare Modellgenauigkeit resultierte aus der Variablenkonfiguration (SD= 1.6):

Variable	Untergrenze	Obergrenze
dhm	1266	2200
slope	15	79
wdm	6000	80000

Tab. 42: Grenzwerte der Reliefvariablen des Grünerlenmodells.

Die Sensitivity erreichte maximal 0.46 im Lötschental, im Turtmanntal ergaben sich nur 0.37. Die räumliche Verteilung sieht dabei im Lötschental wie folgt aus:

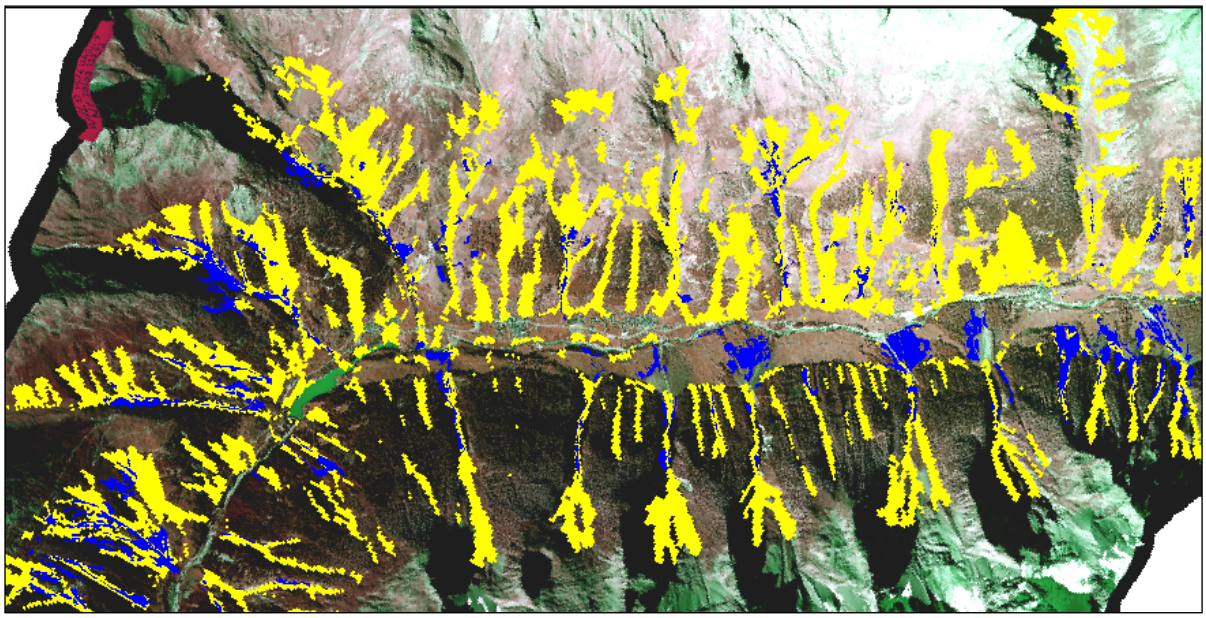


Abb. 56: Modell (gelb) und Realität (blau) der Grünerlengebüsche.

Im Überblick der Abb. 56 fällt auf, daß das Modell (gelb) einerseits die aktuellen Flächen der Grünerlengebüsche (blau) in den Bachrinnen völlig überschätzt, andererseits jedoch diejenigen auf den Schwemmfächern nicht erfassen kann. Das erstgenannte Phänomen liegt darin begründet, daß zwar die potentielle Feuchte, jedoch die durch Strahlungseinfluß tatsächliche Feuchte nicht berücksichtigt ist: allein von der hangneigungsbedingten Wasserzufuhr sind die Rinnen des Sonnenhangs feucht genug für Grünerlenbestände, jedoch aufgrund der Strahlung sind die Standorte real zu trocken. Ein anthropogener Einfluß kann für diese schmalen Rinnenbereiche ausgeschlossen werden, da sie für die landwirtschaftliche Nutzung ungeeignet sind. Die bereits oben erwähnte multimodale Verteilung im Reliefvariablen-Raum ist daher kaum in einem einzigen Modell zu erfassen. Es würde sich daher anbieten, getrennte Modelle für die verschiedenen Grünerlenstandorte zu generieren.
Zum zweiten bestätigt sich hier wieder das bereits bei den anderen Vegetationsverbänden aufgetretene Problem, daß die geomorphologische Prozeßaktivität nicht ausreichend durch die vorhandenen Reliefparameter indiziert wird. Dadurch, daß die Prozeßaktivität im vorliegenden Fall über die Reliefparameter Hangneigung und kontributives Einzugsgebiet parametrisiert wird, sind zwar die Rinnen als Standorte getroffen, allerdings werden die flacheren Auslaufzonen der Lawinen und Sturzprozesse auf diese Weise nicht vom Modell erfaßt, obwohl hier die größten Vorkommen des Verbandes zu finden sind. Es wäre daher notwendig, für das Grünerlenmodell eine zusätzliche Variable zu integrieren, die Aufschluß über den gesamten Wirkungsbereich von Lawinen gibt. Auch der Aktivitätsindex ist dazu in dieser Form nicht in der Lage.
Obwohl die Sensitivity der CART-Modelle für die Grünerlen nur 0.50 erreicht, bleibt die Modellierung der Grünerlengebüsche mittels des PPD-Verfahrens aufgrund der Komplexität der Habitate noch unter dieser Genauigkeitsgrenze. Während für das CART-Modell die Beschränkungen der Modellgenauigkeit eher technischer Natur sind, ist beim PPD-Modell die zugrunde liegende Box-Klassifikator-Methodik scheinbar ungeeignet.

Nardion (12)

Für die alpinen Borstgrasrasen wurden getrennte Modelle für Lötschen- und Turtmanntal entwickelt, um die Höhen-Trendfläche als zusätzlichen Verzerrungseffekt auszuschalten. Das Modell lief mit der folgenden Variablenkonfiguration (SD= 1.6) für das Lötschental:

Variable	Untergrenze	Obergrenze	Variable	Untergrenze	Obergrenze
dhm	1900	2600	aspcos	0	70
slope	8	34	rad	19000	37900

Tab. 43: Grenzwerte der Reliefvariablen des Borstgrasrasenmodells (Lötschental).

Die Vorkommen wurden zu 81% richtig simuliert, die Specificity bei diesem Modell liegt relativ niedrig mit 0.70, d.h. es findet eine starke Überschätzung des Modells bei gleichzeitig nicht genügend genauer Näherung der ökologischen Standortbedingungen statt.

Das Turtmanntal-Modell (SD=1.7) erreichte demgegenüber eine Sensitivity von nur 77% bei leicht niedrigerer Specificty (69%).

Es können 2 hauptsächliche Gründe für die ungenauen Simulationsergebnisse angenommen werden: zum einen ist der Borstgrasrasen direkt von der Beweidungsintensität abhängig. Während Weidestandorte mit Hilfe der Reliefvariablen noch angenähert werden könnten, sind die Ursachen, die zu unterschiedlichen Beweisungsintensitäten führen derartig komplex, daß sie mit den verwendeten Parametern nicht indiziert werden können; hierzu wären räumliche Informationen über Bestockungsdichte und -frequenz notwendig (beispielsweise aus hochauflösenden Luftbildern extrahierte Viehgangeln oder die Kartierung von Viehkot). Dazu kommt, daß aufgrund der unterschiedlich intensiv genutzten Täler der Talboden und die Schwemmfächer im Turtmanntal nur extensiv beweidet werden und daher mit Nardion bestanden sind, während diese Lagen im Lötschental den Fettwiesen vorbehalten sind. Die historische Nutzungskomponente, die über das Trägheitsmoment der Vegetation in das komplexe Gefüge hineinspielt, ist in dieser Modellierung als weitere Unbekannte zu berücksichtigen, wie es schon von MOTZKIN et al. (1999, S. 918) und PAN et al. (2001) angeführt wird.

Die zweite Ursache liegt in dem expositions-höhenabhängigen Wandel der *Nardion*-Habitate begründet (siehe Abb. 57).

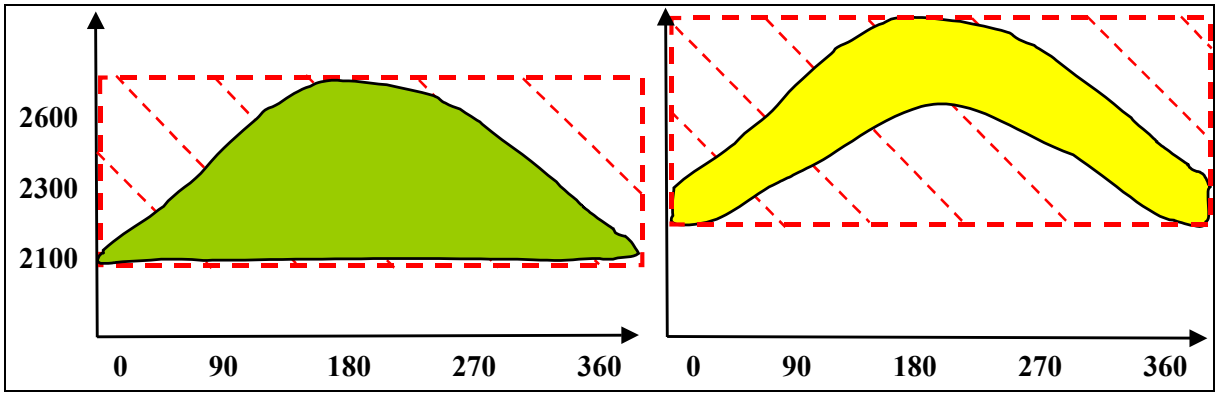


Abb. 57: Ökogramm-Schemata (x-Achse=Exposition in °; y-Achse= Höhe in m) des Borstgras- (*Nardion*, links) und Krummseggenrasens (*Caricion curvulae*, rechts) und Indizierung durch den PPD-Box-Klassifikator.

In tieferen Lagen liegt die Begrenzung des *Nardion* durch die Obergrenze von Fettwiesen und –weiden um 2000m etwa höhenzonal, so daß sie gut durch das PPD-Verfahren angenähert werden kann. Demgegenüber klaffen zwischen den ökologisch tatsächlich möglichen Vorkommen, die mit zunehmender Höhe auf strahlungsintensivere Lagen um Süd reduziert werden, und der durch das Modell abgedeckten „ökologischen Fläche“ im Diagramm große Lücken.
Diese sind für die Überschätzung des Modells (=rot schraffierte Bereiche) verantwortlich, da es mit einem PPD-Modell unmöglich ist, die glockenförmige Habitatform anzunähern.
Das *Nardion*-Ökogramm stellt einen weiteren Beweis für den Geodeterminismus menschlicher Nutzung dar, denn die bevorzugten Weideflächen liegen in strahlungsintensiven Lagen auf maximal um 35° geneigten Flächen und beschränken sich mit zunehmender Höhe auf die südlichen Gunstlagen.

Caricion curvulae (15)

Die Beweidungsintensität im Krummseggenrasen ist gering bis marginal, auch *Carex curvula* wird ähnlich *Nardus stricta* vom Vieh gemieden. Im Gegensatz zum *Nardion*, dessen Untergrenze deutlich anthropogen und dessen Obergrenze eher natürlichen Ursprungs ist, sind die Begrenzungen des *Caricion curvulae* weitgehend natürlich bedingt durch Temperatur und Strahlung sowie durch Exponiertheit gegenüber Wind und Schneefreiheit. Ähnlich den Schneetälchen, mit denen der Krummseggenrasen räumlich eng verzahnt und in Kuppenlagen auftritt, sind für diesen weniger große Flächen als kleinräumige Geländestrukturen von Bedeutung. Daher ist der Krummseggenrasen in seiner Ökologie noch schwieriger durch ein einziges Boxmodell anzunähern als der Borstgrasrasen (vergleiche Abb. 57, rechts), die Lücken zwischen realem Vorkommen und Modellgrenzen sind wesentlich größer, was sich auch in einer geringen Modellgüte äußert: mit einer Standardabweichung von SD=1.8 konnten 92% der Vorkommen simuliert werden, allerdings nur auf Kosten der Specificity mit 58%, d.h. mit einer Überschätzung von 42%! Eine Verengung der Ober- und Untergrenzen durch eine verringerte Standardabweichung (SD= 1.5) ergab zwar erwartungsgemäß eine Verringerung des Fehlers 1. Art von 42% auf 21%, dafür erhöhte sich jedoch der Fehler 2. Art von 8% auf 45%. Auch eine Annäherung mit anderen Reliefvariablen wie beispielsweise der Strahlung erweist sich als untauglich, um bestimmte Temperaturbereiche, in denen *Caricion curvulae* liegt und deren Exposition sich höhenabhängig verändert, zu parametrisieren.
Ebenso wie in den vorauf genannten Beispielen zeigt sich, daß komplexe ökologische Habitatansprüche mit dem Boxmodell nicht zufriedenstellend angenähert werden können. Außerdem reicht vor allem im Bereich der Verflachungen in den seitlichen Hängetrogtälern die Auflösung des DHM25 nicht aus, um die realen Krummseggenrasen und Schneetälchen zu simulieren (siehe zur Skalenproblematik auch den nächsten Abschnitt).

Arabidion caerulae/ Salicion herbaceae (16, 17)

Die Schneetälchenvegetation ist an hochliegende Mulden oder flache Hangpartien mit kurzer Aperzeit gebunden. Die Flächen treten sehr kleinräumig auf, da sie oft an Mikroreliefstrukturen gebunden sind. Ausgehend von den Werten der t-Tabelle erwiesen sich neben Höhe, Hangneigung und Exposition diverse Feuchteparameter als wichtig für die Abgrenzung dieses Verbandes, ihre Grenzwerte ergeben sich mit SD= 1.7 wie folgt:

Variable	Untergrenze	Obergrenze	Variable	Untergrenze	Obergrenze
dhm	2300	2780	wdminv	0	5000
slope	0	15	find-wdm	15	150
aspcos	65	100	rad	0	30000

Tab. 44: Grenzwerte der Reliefvariablen des Schneetälchenmodells.

Die beiden Feuchteparameter wdminv und find-wdm wurden sowohl alternativ als auch kombiniert in das Modell einbezogen, die Ergebnisse wurden jedoch nur unwesentlich beeinflußt. Das Modell ergab einen korrekt modellierten Anteil der Vorkommen von 57%, während die Nicht-Vorkommen zu 89% richtig modelliert wurden. Die relativ geringe Erfassung der Schneetälchen durch das Modell hat diverse Gründe: zunächst finden sich im Lötschental nur wenige recht kleine Vorkommen, weil Hangverflachungen in den entsprechenden Höhen fast überall fehlen. Die Vorkommen auf den beiden Hängen im Turtmanntal unterscheiden sich darüber hinaus voneinander: die Schneetälchen auf der westexponierten Talflanke scheinen eng an das Vorkommen von Blockgletschern gebunden zu sein, sie finden sich nahe diesen in nordwestlichen bis nördlichen Expositionen; dabei sind die Vorkommen sehr kleinräumig an die Verflachungen zwischen den Blockgletschern gebunden. Auf der gegenüberliegenden Hangseite (Chalte Berg, Augsttälli, Meidtälli etc.) sind die Vorkommen großflächiger, Blockgletscher sind hier seltener, und die Schneetälchen kommen ebenfalls in westlichen, östlichen und z.T. südlichen Expositionen vor, was eventuell durch die übergeordnete Hangexposition zu erklären ist. Genau wie auf der westexponierten Seite sind hier zwar die Flächen der Vorkommen insgesamt größer, jedoch größtenteils ebenfalls an Mikrorelief-Muldenstrukturen gebunden. Diese unterschiedlichen Vorkommen, die z.T. im räumlichen Zusammenhang mit Permafrost und Strahlungslagen stehen, andererseits jedoch auch größere Flächen in Abhängigkeit der allgemeinen Hangexposition belegen, führen zu multimodalen Verteilungen in Bezug auf die bestimmenden Reliefvariablen, die die Modellgenauigkeit verringern. Ein Modell, das mit dem gleichen Variablensatz rein für den ostexponierten Hang angepaßt wurde, ergab eine Verbesserung des Modells auf 66% bei gleichbleibend hoher Specificity.

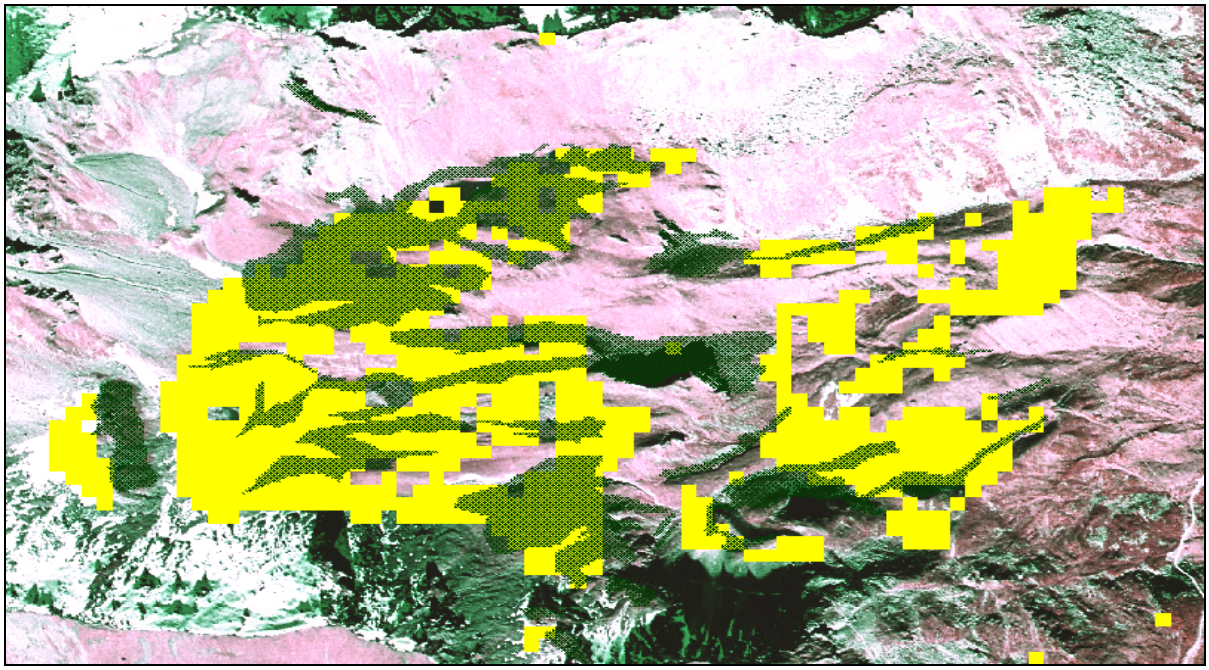


Abb. 58: Modell (gelb) und Realität (grün) der Schneetälchenvegetation im Augsttälli.

Ein weiterer Grund für die geringe allgemeine Sensitivity, die auch bei dem 66%-Modell zum Tragen kommt, ist die Kleinräumigkeit der Vorkommen, die wiederum vom DHM25 nicht erfaßt und modelliert werden können.
Während einerseits das grobe Verteilungsmuster mit dem DHM25 simuliert werden kann, treten die Restriktionen doch eindeutig hervor: vor allem in der linken Bildmitte werden die West-Ost-verlaufenden Kleinstrukturen der realen Vorkommen (Abb. 58, grün) vom Modell (gelb) nur unzureichend erfaßt, wohingegen weite Bereiche völlig überschätzt werden, die durch die Generalisierung des DHM25 als großräumige Verflachungen erscheinen, obwohl sie aus Kuppen- und Senkenbereichen bestehen.
Ähnliche Skalenprobleme und daraus resultierend geringe Modellgenauigkeiten ergaben sich desgleichen bei anderen, an kleinräumige Strukturen gebundenen Vegetationsverbänden, wie z.B. *Festucion variae* (14) oder *Adenostylion alliariae* (22). Die Genauigkeiten des CART-Modells und des PPD-Modells liegen nahe beieinander, wobei das CART-Modell für die 7 aggregierten Oberklassen die beste Sensitivity mit 68% liefert, während das Gesamtmodell nur 53% der Vorkommen korrekt modelliert (jeweils bei 92% und 91% Specificity).

Modellierung und Geodeterminismus

Polygono-Trisetion/ Poion alpinae (19, 20)

Die Fettwiesen sind ähnlich den Borstgrasrasen eine anthropogen bedingte Vegetationseinheit, die nur durch regelmäßigen Schnitt bzw. intensive Beweidung aufrecht erhalten wird. Im Gegensatz zum *Nardion* jedoch ist durch die Topographie der Täler die Verbreitung nach unten hin höhenmäßig begrenzt (minimal 1300m für die Hochgebirgs-Fettwiesen und –weiden); die Obergrenzen der Fettwiesen/-weiden ergeben sich ebenfalls weitgehend höhenparallel durch die klimatischen Restriktionen, eine Bewirtschaftung mit genügendem Aufwuchs für einen zweiten Schnitt sind rationell nur bis auf Höhen unter 2100m möglich.
Es ist jedoch gerade diese Bestimmtheit durch den Menschen, die die Verbreitungssimulation der landwirtschaftlich intensiv genutzten Vegetationsverbände vereinfacht. Neben der Höhe sind es daher vor allem die Hangneigung, die den maschinellen Einsatz reguliert sowie die Strahlungsgunst, die ausschlaggebend für die Wahl der landwirtschaftlichen Flächen sind, um eine möglichst hohe Produktivität bei möglichst geringem Arbeitsaufwand zu erreichen. Die Wasserversorgung der Flächen erfolgt durch die Bewässerungssysteme. Die genannten Reliefvariablen Höhe, Hangneigung und Strahlung treten auch in den statistischen Analysen und dem t-Test-Verfahren als wichtigste Variablen hervor.
Das Modell faßt die Fettwiesen und –weiden zusammen, da sie zwar floristisch unterschiedlich sind, jedoch beide intensiv bewirtschaftet werden und z.T. nacheinander oder alternierend betrieben werden, so daß eine enge räumliche Kopplung zwischen diesen Verbänden besteht.
Die drei Variablen Höhe (700-2100m), Hangneigung (0-30° bzw. 0-35°) und Strahlung (13-50KW) gingen in die Simulation ein, es wurden zwei Modelle mit unterschiedlichen Hangneigungen (30° und 35° Obergrenze) gerechnet. Die Ergebnisse der Simulationsgüte sind der Tab. 45 zu entnehmen: neben dem Gesamtmodell wird das Lötschen-Wohntal mit dem höchsten Anteil an Fettwiesen separat betrachtet (Turtmann- und Rhônetal haben zu geringe Flächenanteile).

	30°		35°	
Maß	**Gesamt**	**Lötal**	**Gesamt**	**Lötal**
Se	0.89	0.90	0.95	0.97
Sp	0.86	0.89	0.80	0.84

Tab. 45: Sensitivity und Specificity der beiden Fettwiesen-Modelle.

Die Modellgüte ist bei beiden Hangneigungsvarianten sehr hoch mit Sensitivity-Werten von maximal 97%! bei einem minimalem Fehler 1. Art von 16%. Grundsätzlich sind jeweils die Vorkommen im Lötschental besser simuliert als im Gesamtgebiet betrachtet, was daran liegt, daß der Großteil der Daten, mit dem das Modell geeicht wird, aufgrund höchster Fettwiesenanteile aus dem Lötschental stammt. Die Abb. 59 zeigt den Vergleich von Modell (gelb) und Realität (blau) für das Lötschental: es fällt auf, daß die Verteilungsmuster durch das Modell unter Einbezug von nur 3 Reliefvariablen in weiten Teilen genau nachgebildet werden können. Abweichungen, d.h. Überschätzungen des Modells und damit Fehler 1. Art sind als potentielle Fettwiesenstandorte zu bewerten.

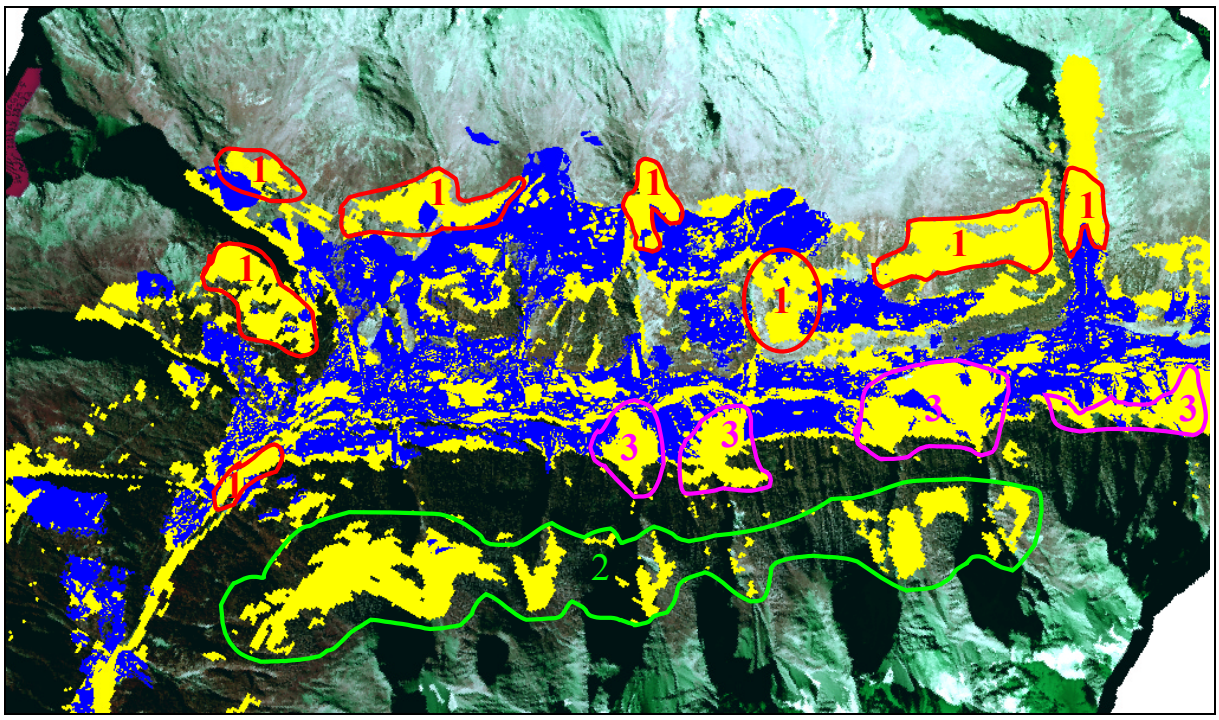


Abb. 59: Modell (gelb) und Realität (blau) der Fettwiesen und -weiden im Lötschental.

Diese simulierten Flächen, die aktuell nicht als Fettwiese oder –weide genutzt sind, können in 3 Kategorien eingeteilt werden:

1. Für die mit 1 (rot) gekennzeichneten Flächen kann einerseits durch alte Luftbilder (1927-1969) oder andere Dokumente (beispielsweise BELLWALD et al. 1998) eine frühere Nutzung als Fettwiese oder –weide nachgewiesen werden. Andererseits werden dort heute zum Teil noch kleine Einzelparzellen gemäht, die aufgrund ihrer Kleinräumigkeit nicht in die Karte aufgenommen wurden. Auch die floristische Zusammensetzung deutet in weiten Teilen auf eine frühere Mahd hin; mit Hilfe von dendrochronologischen Bestimmungen der auf diesen Flächen aufwachsenden Zwergsträucher könnte der ungefähre Zeitpunkt der Brachlegung ermittelt werden.
2. Die grün markierten Flächen liegen weit oben auf dem Schatthang: sie sind zwar potentiell von ihrer naturräumlichen Ausstattung her für eine Mahd geeignet, jedoch werden sie aktuell aufgrund

der erschwerten Zugänglichkeit durch steile Hangneigungen nicht landwirtschaftlich genutzt. Belege für eine frühere Bewirtschaftung geben BELLWALD et al. (1998) beispielsweise für die Gattusalp oder die Nestalp (siehe Wüstungen unten). Um diese Flächen aus der Simulation zu nehmen, wäre ein zusätzlicher topologischer GIS-Layer mit pixelbezogener Erreichbarkeit aufgrund von Entfernung, Begehbarkeit und Hangneigung geeignet.

3. Die violett begrenzten Flächen liegen auf den Schwemmfächern des Schatthangs, die durch hohe geomorphologische Prozeßaktivität gekennzeichnet sind und daher nicht für die Mahd oder nur marginal für Beweidung genutzt werden. Wie bei den Grünerlen und Nadelwäldern können auch in diesem Modell die Auslaufzonen der Lawinen und Murgänge nicht genügend durch die zur Verfügung stehenden Reliefparameter indiziert werden.

Für die wenigen restlichen simulierten Flächen, die derzeit nicht bewirtschaftet werden, standen im Rahmen der vorliegenden Arbeit keine geeigneten historischen Quellen zur Verfügung; es dürften jedoch ähnliche Gründe für das Fehlen der landwirtschaftlichen Nutzung angenommen werden.

Damit können die landwirtschaftlichen Nutzflächen, die aufgrund gewisser Reliefeigenschaften ausgewählt wurden, mit den zur Verfügung stehenden Reliefparametern sehr gut in ihrer räumlichen Verbreitung simuliert werden. Die kleinräumigen Lücken der aktuellen Bedeckung gegenüber dem Modell liegen in der Generalisierung von Kleinstrukturen des Reliefs durch das DHM25 begründet. Insgesamt stellt jedoch der Skalensprung zwischen Vegetationskarte und DHM keine allzu große Fehlerquelle für die Modellierung der Fettwiesen dar.

Es ist in erster Linie das von persönlichen Entscheidungen vor individuellen sozio-ökonomischen bzw. sozialen Hintergründen und traditionellen Zwängen bestimmte menschliche Handeln, das zu einer partiellen Auflassung von Mahdbereichen führt, während andernorts naturräumlich schlechter ausgestattete Flächen weiter genutzt werden. Speziell diese Faktoren sind es, die in den nächsten Jahren vor allem im Lötschental zur Entwicklung eines patchwork-artigen Musters von Nutzung und Brache führen werden, so daß allein mit Reliefparametern die aktuelle (nicht die potentielle!) Grünlandfläche kaum zu parametrisieren sein wird.

Trotz der individuellen Entscheidungskomponente sind jedoch die Flächen mit geringerem Strahlungsgenuß, höherer Hangneigung und geringerer Erreichbarkeit die potentiellen Brachflächen der nächsten Jahre. Dieser Trend konnte mit Hilfe zweier weiterer Modelle belegt werden: mehr als 75% der Grünlandflächen (Fettwiesen und -weiden) im Lötschental konnten mit einem maximalen Hangneigungswert von 18° simuliert werden. Es verbleibt nur ein geringer Anteil von Flächen, die trotz steiler Hangneigung weiter bewirtschaftet werden, z.B. an der Kummenalp, in Weissried, an der Weritzalp und bei Blatten auf Flächen bis 37°.

Zusätzlich konnten mit gleichen Grenzwerten bei Höhe und Strahlung, jedoch mit Hangneigungen zwischen 18° und 32°, die aktuellen Vorwaldgesellschaften des *Corylo-Populion* (24) erfaßt werden (siehe blaue Flächen Abb. 60).

Unter der Annahme, daß die steilsten Flächen zuerst aus der Nutzung genommen werden, was durch die Lage der aktuellen *Corylo-Populion*-Bestände (Abb. 60 blau) anzunehmen ist, sind die gelben Flächen diejenigen, die in den nächsten Jahren die höchste Wahrscheinlichkeit haben, brach zu fallen, ungeachtet der oben genannten individuell-anthropogenen Entscheidungskomponente.

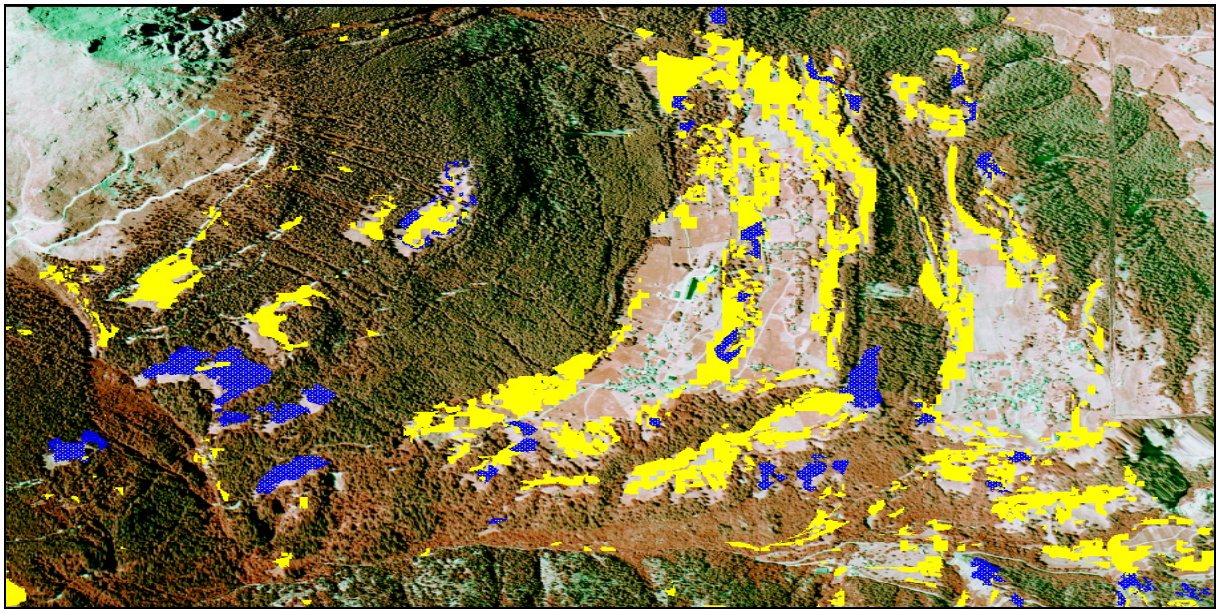


Abb. 60: Modell (gelb) und Realität (blau) der Vorwaldgesellschaften des *Corylo-Populion* in Ober-/Unterems.

Gegenläufige Tendenzen werden eintreten, wenn zum Erhalt der Kulturlandschaft Subventionierungen für die Bewirtschaftung steilerer Flächen eingeleitet werden, wie es heute schon für Flächen > 18%/10° der Fall ist. Ob diese jedoch den landwirtschaftlichen Verfall aufzuhalten imstande sind bleibt fraglich.

Siedlungen und Wüstungen (51)

Um die Zusammenhänge zwischen Vegetation, Relief und Mensch noch näher zu hinterfragen, wurde zusätzlichlich zu den landwirtschaftlich intensiv genutzten Vegetationsverbänden ein Modell für die Siedlungsplätze in Form von heutigen Siedlungen zuzüglich wüstgefallener Siedlungs- und Wirtschaftsplätze entwickelt. Die Grundlage bildet die Arbeit von BELLWALD et al. (1998), die einige im Lötschental wüstgefallene Plätze auflistet. Es wurde in der vorliegenden Arbeit untersucht, inwieweit die Wahl der Siedlungsstandorte vom Relief abhängig war. Unter ähnlichen Relief-Annahmen wie für die Grünlandflächen wurde das Modell mit folgenden Reliefvariablen konfiguriert:

Variable	Untergrenze	Obergrenze	Variable	Untergrenze	Obergrenze
dhm	700	2200	wdminv	0	10600
slope	3	25	aktind	8	12
wdm	0	11500	rad	5000	35000

Tab. 46: Grenzwerte der Reliefvariablen der Siedlungen und Wüstungen.

Die simulierten Siedlungsplätze stimmen fast vollständig mit den historischen und aktuellen überein. Die tatsächlichen Vorkommen werden zu 74% richtig modelliert bei einem Fehler 1. Art von nur 6%! Die Abweichung des Sensitivity-Wertes von 100% ergibt sich dadurch, daß sich manche Ortschaften (vor allem die 4 Talgemeinden) durch Agglomerationseffekte und Ausdehnungsprozesse im Laufe der Zeit über die natürlich günstigen Grenzen hinaus vergrößerten. Neue Häuser am Rand der Ortschaften werden durch bauliche Maßnahmen (Betonverstärkungen) geschützt und daher in randlichen Lawinenauslaufzonen errichtet. Diese Dorferweiterungen werden in ihrer räumlichen Ausdehnung vom Modell daher nicht simuliert.

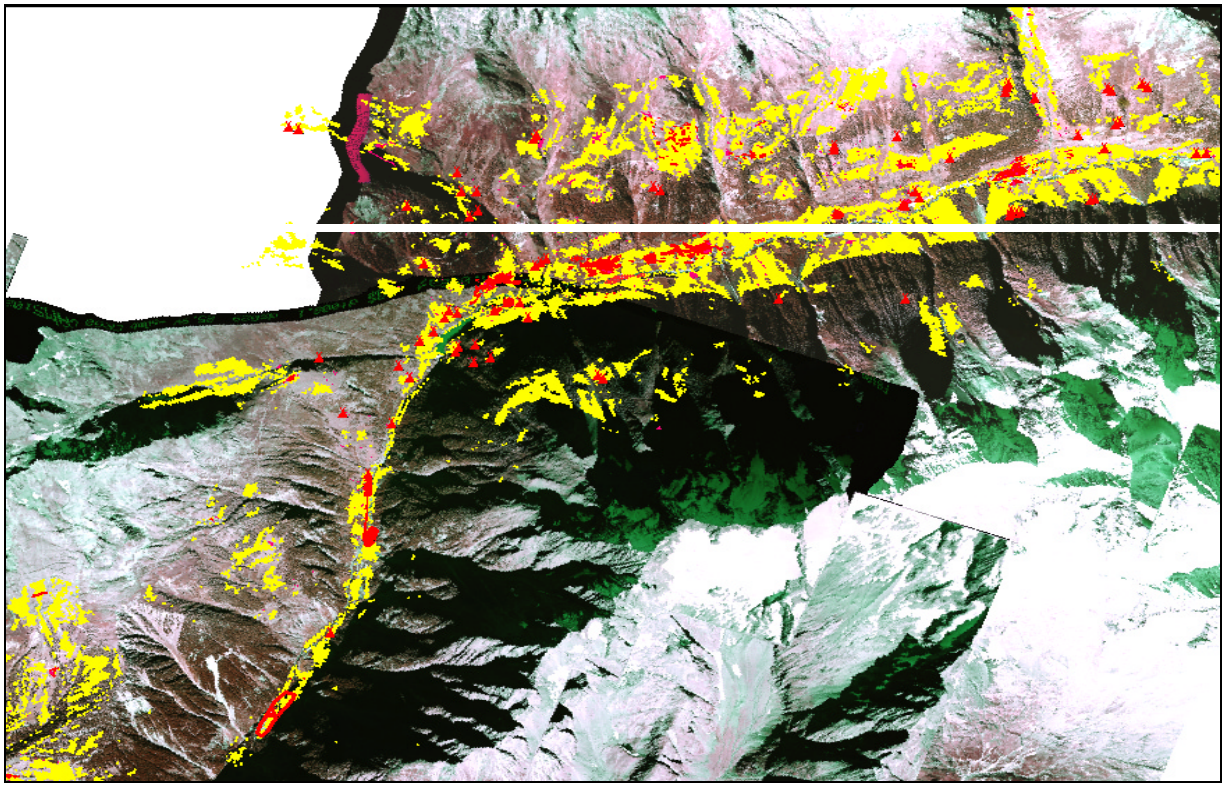


Abb. 61: Modell (gelb) und tatsächliche Lage der historischen und aktuellen Siedlungsplätze (rot) im Lötschental.

Die Abb. 61 zeigt im Vergleich von Simulation und Realität, daß zwar nicht die Ausdehnung (die im Falle der Wüstungen durch BELLWALD et al. 1998 auch nicht genau angegeben ist), jedoch die Lage der Siedlungsplätze durch die verwendeten Reliefvariablen in naturräumlichen Gunstlagen sehr gut zu simulieren ist. Es ist daher möglich, Wüstungsplätze allein aufgrund von Reliefparametern zu rekonstruieren und damit den Geodeterminismus anthropogener Handlungsweisen im Hochgebirge zu belegen, der sowohl für die historische Landschaftsentwicklung von Bedeutung war als auch bis heute anhält.

Zusammenschau aller Modelle

Zum Abschluß des Modellierungskapitels sollen die Ergebnisse aller verwendeten Modelle in einem Überblick gegenübergestellt werden. Zu diesem Zweck wurde in der Abb. 62 ein ROC-Plot, der auf der y-Achse den prozentualen Anteil der richtig simulierten Vorkommen gegenüber dem (von 1 subtrahierten) Anteil richtig simulierter Nicht-Vorkommen auf der x-Achse darstellt. Auch hier gilt wieder, daß eine Annäherung an die Ausgleichskurve (=Ursprungs-Diagonale) eine geringe Modellqualität darstellt (zur besseren Darstellbarkeit wurde die x-Achse auf den Maximalwert von 0.5 skaliert). Die Vegetationsklasse 10 (*Seslerion*) wurde zusammen mit 12 (*Nardion*) sowie 11 (*Caricion firmae)* mit 15 (*Caricion curvulae*) betrachtet, da sie sich jeweils nur durch den geologischen Untergrund unterscheiden und die Kalk-Verbände sehr wenige Datenpunkte haben. Aus letztgenanntem Grund wurde auch die Klasse 30 (*Arctostaphyletum*) dem *Juniperion nanae* (29) zugeschlagen. Die Klassen 18 (*Arrhenaterion*) und 49 (Acker) wurden nicht simuliert, da sie nur im Rhônetal vorkommen.

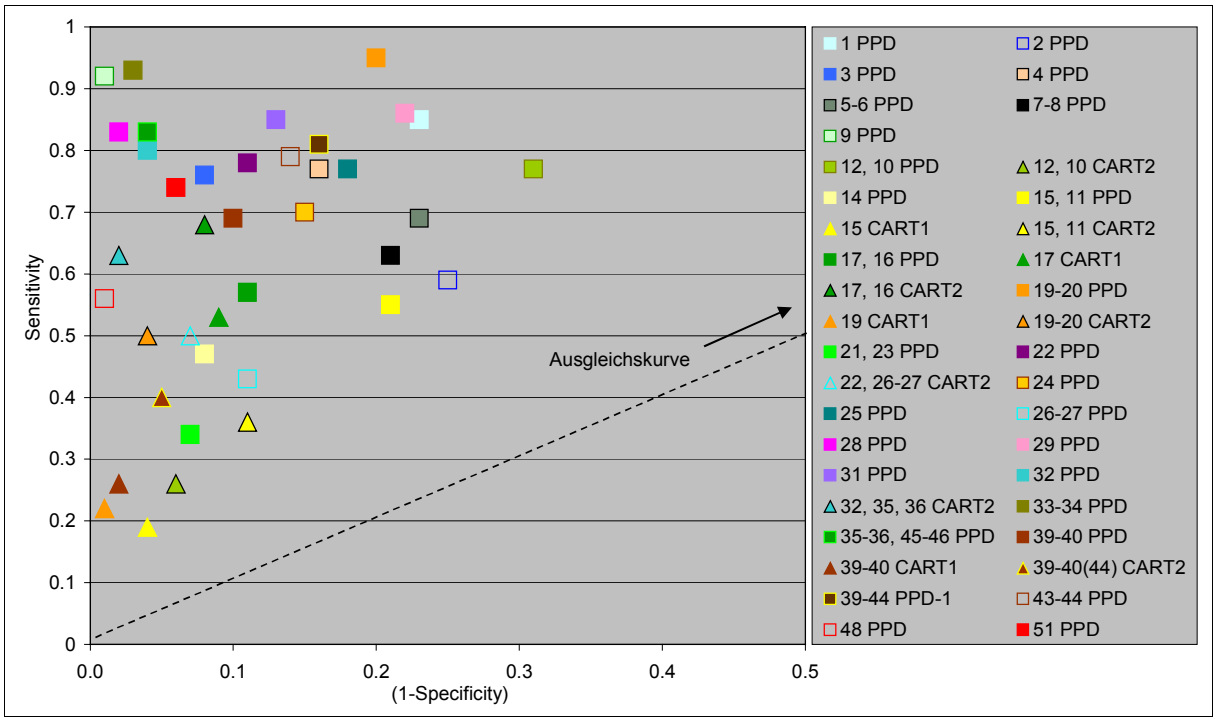


Abb. 62: ROC-Plot aller CART- und PPD-Modelle (CART1 = Gesamtmodell, CART2= Modell mit 7 Oberklassen).

Die Güte der verschiedenen Modelltypen je Vegetationsverband ist durch gleiche Farben vergleichbar, mit Quadrat-Signaturen für PPD-Modelle und Dreieck-Signaturen für CART-Modelle, wobei CART2 (d.h. das Modell mit den 7 Oberklassen) immer mit abgesetztem Rand dargestellt ist.

Bis auf wenige Ausnahmen (Schneetälchen (16, 17); Grünerlengebüsche (26, 27)) sind die CART-Modellergebnisse allgemein schlechter als die der PPD-Verfahren, im Falle der Fettwiesen und –weiden ergeben sich sogar Unterschiede von bis zu 73% in der Sensitivity. Wie bereits weiter oben erläutert, liegt die schlechte Modellgüte des CART-Verfahrens jedoch wahrscheinlich in der großen Datenmenge begründet, für die derzeit der Rechen- und manuelle Programmieraufwand im GIS zu hoch ist, um geeignete Modelle mit einigen hundert Knoten zu entwickeln. Innerhalb der CART-Modelle läßt sich belegen, daß die Modelle für aggregierte Klassen wesentlich höhere Genauigkeiten aufweisen als diejenigen des Gesamtmodells. Diese Tendenz bestätigt die Vermutung aus anderen Studien, daß die Modellgenauigkeit mit höherer Aggregierungsstufe der Vegetation ansteigt.

Die PPD-Modelle stellen eine weniger programmier- und rechenintensive Alternative dar, allerdings mit großen Unterschieden der Modellgüte innerhalb der Vegetationsverbände: die Amplitude der Sensitivity reicht von 0.34 bis 0.95, die der Specificity ist geringer mit Werten zwischen 0.69 und 0.99. Dabei sind besonders die Habitate bzw. Standorte von zonalen, großflächigen Vegetationsklassen (Nadelwälder 39-44, Flaumeichen-Bergföhrenwälder 33-34, Trockenrasen 9, Zwergsträucher 28-31) und von intensiv anthropogen beeinflußten Klassen (Grünland 19-20, Siedlung 51, Vorwaldgesellschaften 24) sehr gut durch die jeweils gewählten Reliefparameter zu indizieren. Azonale, extrazonale, kleinflächige oder extensiv anthropogen genutzte Verbände (Schneetälchen 16-17, Grünerlengebüsche 26-27, Vorwaldgesellschaften 21 u. 23, Buntschwingelrasen 14, Weinbau 48) erreichen oft nur 50-70% Genauigkeit in Bezug auf die Sensitivity. Die Schwierigkeit der

Modellierung kleinerer Vegetationseinheiten wird schon von FISCHER (1990, S. 40) und ETTEN (1998, S. 196) angeführt und steht in engem Zusammenhang mit der Skalenproblematik (siehe unten).

Insgesamt läßt sich also festhalten, daß Verbände mit komplexer Ökologie und kleinräumigen Standorten anhand des PPD-Verfahrens nur mit mittlerer Genauigkeit simuliert, jedoch großräumig potentielle Habitate indiziert werden können. Bei Veränderungen der Habitatbedingungen entlang des Gradienten eines Reliefparameters (beispielsweise mit steigender Höhe) ist daher der kombinierte Einsatz von (höhen-)stratifizierten Einzelmodellen in Betracht zu ziehen. Daher und aus den oben genannten Resultaten erscheint grundsätzlich die Modellierung ökologisch komplexer Habitate von azonalen oder extrazonalen Vegetationsverbänden mit Hilfe des CART-Verfahrens sinnvoller, während für zonale und intensiv bewirtschaftete Vegetationseinheiten hohe Modellgenauigkeiten mit dem PPD-Verfahren erreicht werden können, wodurch die Ergebnisse einer ähnlichen Studie von BRZEZIECKI et al. (1993, S. 507) bestätigt werden. Darüber hinaus ist gerade die Möglichkeit zur Simulation von potentiellen Standorten ein enormer Vorteil des PPD-Verfahrens.
In Bezug auf die Reliefvariablen zeigt sich, daß Höhe, Hangneigung, Exposition, Feuchteparameter und Strahlung die wichtigsten Parameter für die Modellierung darstellen, während sekundäre Variablen wie z.B. der Aktivitätsindex, Rauhigkeitsmaße verschiedener räumlicher Integration oder das Strahlungs-Feuchtemaß, jedoch auch die primären Wölbungsparameter, selten ausschlaggebend für die Modellierung sind. Innerhalb der Feuchteparameter zeigt sich eine deutliche Dominanz des Water-Distribution- gegenüber dem Flow-Accumulation-Algorithmus.
Defizite der verwendeten Reliefparameter zeigen sich in Bezug auf die Indikation von topologischen Beziehungen zwischen Flächen: sowohl die Auslaufzonen geomorphologischer Prozesse als auch die Erreichbarkeit von Flächen bzw. Entfernungen von bestimmten Objekten wie z.B. Gletschern werden nur unzureichend parametrisiert.
Nicht zuletzt sind auch die Skaleneffekte bei der Verwendung von hochaufgelösten Vegetationsdaten und dem DHM25 verantwortlich für Ungenauigkeiten der räumlichen Simulationen, da mikro- bis mesoskalige Reliefstrukturen nicht erfaßt werden und so die entsprechenden Standorte nicht ausgewiesen werden können.
Im Gegensatz zu TAPPEINER et al. (1998, S. 235), die generell für alle Vegetationsklassen die Landnutzung als die wichtigste Variable ansehen, kann anhand der oben angeführten Modelle belegt werden, daß ein Großteil der anthropogenen und der die Landnutzung bestimmenden Faktoren durch eine Kombination von Reliefvariablen parametrisiert und indiziert werden kann.

F Schlußfolgerungen und Ausblick

In diesem Kapitel erfolgt eine Zusammenfassung der in der vorliegenden Arbeit erzielten Ergebnisse im Hinblick auf den derzeitigen Stand der Forschung und in Anlehnung an die eingangs formulierten zentralen Fragestellungen. Im Anschluß daran werden im letzten Abschnitt des jeweiligen Kapitels die aus den gewonnenen Erkenntnissen resultierenden offenen Fragen in Bezug auf die inhaltlichen und methodischen Schwerpunkte identifiziert und daraus potentielle zukünftige Forschungsszenarien entwickelt. Dieser Ausblick erfolgt nicht zuletzt auch im Hinblick auf eine interdisziplinäre Zusammenarbeit der verschiedensten Fachrichtungen.

F1 Potentiale und Grenzen von Fernerkundungsdaten für die geobotanisch-pflanzensoziologische Vegetationskartierung im Hochgebirge

Es wurde ein hierarchischer Klassifikationsschlüssel entwickelt, der auf einer Lebensraumtypologie der Schweiz von DELARZE et al. (1999) basiert. Dieser Schlüssel vereinigt in abgeänderter Form in einem hierarchischen System 9 Lebensraumbereiche, die mit dem Begriff der Formation gleichzusetzen sind, darunter Lebensraumkategorien als deren Untergruppen bzw. Sub-Formationen sowie auf der untersten hierarchischen Stufe 52 pflanzensoziologisch definierte Vegetationsverbände sowie sonstige Bodenbedeckungsklassen.

Es war unter Verwendung von multitemporalen Landsat TM- und IRS LISS-Daten bei einer räumlichen Auflösung von 25m mit Hilfe des Maximum-Likelihood-Verfahrens möglich, 18 Zielklassen halbautomatisch mit einer durchschnittlichen Genauigkeit von 77% zu differenzieren (vgl. Tab. 16) und in eine Vegetationskarte mit 25m räumlicher Auflösung zu überführen. Von diesen 18 Klassen liegen 6 auf der untersten Hierarchiestufe der Vegetationsverbände, während die restlichen 12 Klassen der (Sub-) Formationsebene angehören. Die Differenzierung auf Verbandsebene setzt eine räumliche Mindestarealgröße von 75-100m Kantenlänge bei gleichzeitig eindeutiger spektraler Charakteristik der Verbände voraus und ist beispielsweise bei den Flaumeichenwäldern *Quercion pubescenti-petraeae* gegeben. Die Genauigkeit der spektral gut abzugrenzenden Klassen wie Schnee oder Fels ist am höchsten und erreicht z.T. Werte von über 90%. Demgegenüber sind speziell die Klassen der Ökoton- und Grenzbereiche wie z.B. die Zwergsträucher im Waldgrenzökoton und die Krummseggenrasen im Übergangsbereich zu unbewachsenen Flächen aufgrund von extremen Mischpixeleffekten räumlich überrepräsentiert, während an Reliefkleinstrukturen gebundene Verbände wie die Schneetälchenvegetation nicht differenzierbar sind. Vor allem oberhalb der Waldgrenze erschwert das räumlich hochkomplexe Muster kleinster Habitatareale verschiedener Vegetationstypen eine geeignete Klassendifferenzierung.

Es zeigt sich jedoch, daß vor allem die Waldflächen durch die Satellitenklassifikation hervorragend abzugrenzen sind, die realen Vorkommen werden trotz großer Beleuchtungsunterschiede aufgrund von Talexposition und Überflugzeitpunkt zu 87% von der satellitenbasierten Klassifikation richtig erfaßt. Die Unterscheidung von Waldflächen unterschiedlicher Bestandsdichte ist ebenfalls bedingt mit Hilfe von Satellitendaten möglich.

Mit Hilfe von panchromatischen und CIR-Luftbildern wurden 52 Bodenbedeckungs- und Vegetationsklassen auf Verbandsniveau differenziert (vgl. Tab. 18) und in eine Vegetationskarte mit 5m räumlicher Auflösung umgesetzt. In einem Methodenverbund wurden dabei halbautomatische spektral- und texturbasierte Verfahren kombiniert. Neben der traditionellen spektral- und varianzbasierten Klassifikation, die beispielsweise für die Kartierung der relativ homogenen Fettwiesen und –weidebereiche verwendet wurde, wurde vor allem das Potential neuer Verfahren für die halbautomatische Luftbildauswertung analysiert: mittels einer kernelbasierten Methode mit Mustervergleich wurden über Schwellwerte Baumstandorte aus den panchromatischen Luftbildern extrahiert. Trotz eines zur Zeit relativ hohen Arbeitsaufwandes für die Postklassifikation und eines hohen iterativen Rechenaufwandes aufgrund der Luftbildparallaxe stellt das Verfahren eine geeignete Methode dar, um Bäume bis zu einer bestimmten Mindestgröße (je nach Maßstab des Luftbildes) automatisch zu extrahieren. Es entfällt die Notwendigkeit, Waldgrenzen, -lichtungen oder ähnliche Flächen manuell zu kartieren, womit sich das kritische Abgrenzungsproblem zwischen den z.T. kontinuierlich ineinander übergehenden Flächen automatisieren läßt.
Darüber hinaus wurden neue Verfahren der objektorientierten Segmentierung für die Ausweisung von Zwergstrauchflächen, alpinen Rasen und Schneetälchen verwendet: mit Hilfe von spektralen, texturellen, topologischen und Formmerkmalen gelingt es mit der Software ECOGNITION™, auf Basis der CIR-Luftbilder Zwergstrauchbereiche von alpinen Rasenflächen und diese von feuchteren Schneetälchen räumlich genau zu trennen. Obwohl auch diese Methode derzeit noch eine extrem lange Rechendauer bedingt, rechtfertigt jedoch das hochgenaue Ergebnis, das zudem auf fest definierten Segmentierungsparametern beruht und somit weniger subjektiv als eine manuelle Luftbildinterpretation ist, einen Einsatz in der automatisierten Luftbildinterpretation.
Zur Vervollständigung der Karte erfolgte eine flächendeckende Kartierung der übrigen im Untersuchungsgebiet auftretenden, nicht per Luftbilder differenzierbaren oder beschatteten Vegetationseinheiten (z.B. Hochstaudenfluren oder Grenzen zwischen den alpinen Rasen). Auch die seit den Befliegungszeitpunkten veränderten Flächen wurden manuell kartiert.
Die Verbandskarte sowie eine Formations-Übersichtskarte lieg der Studie im Maßstab 1: 25.000 bzw. 1: 50.000 im pdf-Format bei.

Neben einer Flächenbilanzierung des Untersuchungsraumes nach ausgewiesenen Vegetationsverbänden mit Unterscheidung der 3 Talabschnitte Lötschen-, Rhône- und Turtmanntal wurden zusätzliche Bestandsmerkmale (z.B. Stockwerkbau), die nicht mit Hilfe der fernerkundungsbasierten Ansätze erfaßt werden konnte, durch exemplarische Artenlisten entlang von diversen Höhentransekten dokumentiert (siehe Abb. 22 und Anhang 5).
Da der Untersuchungsraum in weiten Teilen durch eine intensive anthropogene Nutzung geprägt ist, erfolgte schließlich eine Einschätzung der Natürlichkeit der einzelnen Vegetationsverbände des Untersuchungsgebietes in Form einer Hemerobiekarte mit einer 5-teiligen Skala. Es stellte sich heraus, daß innerhalb des Untersuchungsgebietes ein Gefälle im Grad der Natürlichkeit besteht, wobei das Lötschental die höchsten Anteile an stärker anthropogen veränderten Flächen aufweist und die Natürlichkeit nach Süden hin zunimmt.

Abschließend lassen sich folgende Ergebnisse zusammenfassen:
Im Hochgebirge ist mit Hilfe von Satellitendaten einerseits eine physiognomisch-strukturelle Klassifikation auf der Basis von großflächigen Sub-Formationen mit hoher Genauigkeit durchzuführen; andererseits können bei genügender Arealgröße auch Vegetationsklassen, die floristisch gesehen auf das Verbands-Niveau herunterreichen, mit Hilfe der Satellitendaten in ihrer räumlichen Verteilung mit Genauigkeiten zwischen 65% und 80% erfaßt werden. Besonders im Hinblick auf die ökologische Analyse von Habitaten und Standortfaktoren im Zusammenhang mit dem Wald ist ein satellitenbasierter Ansatz bei einer gegebenen räumlichen Auflösung von 25m sinnvoll einzusetzen.
Die halbautomatische und manuelle Luftbildauswertung stellt gerade für Vegetationsstudien im Hochgebirgsraum ein geeignetes Hilfsmittel dar. Bei guter Kenntnis der Vegetationsverhältnisse im Untersuchungsgebiet ist eine hochgenaue Diskretisierung der Vegetationsverbände durch die kontextbezogene und halbautomatische Luftbildinterpretation möglich. Die Vorteile gegenüber satellitenbasierten Verfahren ergeben sich in erster Linie durch die hohe räumliche Auflösung bei gleichzeitig mäßiger bis guter spektraler Differenzierbarkeit mittels der Infrarot-Information. Nachteile gegenüber den Satellitenbildern, die durch manuelle Kartierung im Gelände ausgeglichen werden müssen, sind eine geringere spektrale und temporale Differenzierung sowie eine partielle Überschattung von Hangbereichen. Eine zunehmende Automatisierung der Luftbildauswertung mit Hilfe von Mustererkennungs- und Objektextraktionsverfahren gestaltet ihren Einsatz für ökologische Hochgebirgsstudien effektiver.
Angesichts der Größe des Untersuchungsgebietes und der vorgenommenen Klassendifferenzierung stellt sich die hierarchische Ebene des Vegetationsverbandes als überaus geeignete pflanzensoziologische Skala dar: sie kann z.T. mit satellitenbasierten Verfahren erfaßt und vorklassifiziert und anschließend mit Hilfe der Luftbilder räumlich genau abgegrenzt werden, während eine Differenzierung beispielsweise auf der Ebene von Assoziationen mit den zur Verfügung stehenden Fernerkundungsdaten und –maßstäben nicht denkbar ist.
Es ist daher trotz heute z.T. noch recht arbeits- und zeitaufwendiger Verfahren mit Hilfe von Fernerkundungsdaten in einem hierarchischen Multiskalen-Ansatz möglich, botanisch-syntaxonomischen Anforderungen bei der Vegetationskartierung gerecht zu werden. Dabei ergibt die Nutzung der Fernerkundungsdaten enorme Vorteile gegenüber einer traditionellen flächendeckenden Kartierung durch die Möglichkeit einer Extrapolation punktueller Erhebungen zu flächendeckenden Vegetationskarten aufgrund von Spektralinformation, Textur und Topologie.

Ausblick

Um die Vorteile der satelliten- und luftbildgestützten Verfahren zu vereinen, ist für zukünftige Untersuchungen entweder der kombinierte Einsatz in Form von Fusionsprodukten aus Luft- und Satellitenbildern anzustreben, der zur Zeit für ein Untersuchungsgebiet dieser Größe zu hohe Rechenkapazitäten erfordert. Zudem sind geeignete Verfahren für die Fusionierung zu testen, die über die in Kapitel C2.3.3 beschriebenen Methoden hinausgehen.
Räumlich höher auflösende multispektrale Satellitensensoren werden künftig zur einer Erhöhung der Lagegenauigkeit bei der Identifizierung von Vegetationstypen (im Hochgebirge) beitragen und damit zu noch exakteren Eingangsparametern für die Modellbildung führen. Ihre Auswertung jedoch wird

die Entwicklung neuerer Verfahren in Anlehnung an bisherige Luftbildmethoden notwendig machen: eine methodische Weiterentwicklung der in der vorliegenden Arbeit verwendeten Verfahren mit verringertem Arbeits- und Zeitaufwand ist im Hinblick auf eine operationelle Nutzung unerläßlich. Die Kombination einer Vielzahl von Methoden zu einem je nach Fragestellung geeigneten Methodenverbund ist gefordert, um bei höchstmöglicher Genauigkeit den Zeit- und Arbeitsaufwand relativ gering zu halten.

Zwei weitere methodische Aspekte, die bei der Erstellung von (Vegetations-)Karten in Zukunft nähere Untersuchung bzw. Standardisierung verlangen, sind das kartographische Problem der Grenzlinie als beste Schätzung bei der Abgrenzung oft kontinuierlicher Übergänge zwischen verschiedenen Einheiten. Darüber hinaus stellt die Entwicklung einheitlicher Verfahren zur Erfassung und standardisierten Darstellung möglicher Fehler (z.B. Wiedergabetreue von Objekten), die über eine Verschneidung mit Validierungsdaten und die Bewertung anhand von Konfusionsmatrizen hinausgehen, eine Notwendigkeit dar.

Speziell für das Untersuchungsgebiet ist eine Fortführung der vorliegenden Arbeit in einigen Jahren wünschenswert, die die Dynamik der Vegetationsentwicklung, d.h. ihre raum-zeitliche Veränderung untersucht und der beiliegenden Vegetationskarte, die nur eine Momentaufnahme der aktuellen Vegetation darstellen kann, gegenüberstellt. Es wurden bereits im Kapitel D5 sowie in den Modellierungskapiteln E3.3 und E3.4 einige Flächen identifiziert, die sich bereits aktuell in einer hochdynamischen Veränderung befinden und die potentiell in den nächsten Jahren größeren Wandlungen im Sinne einer Nutzungsänderung oder Sukzession unterliegen werden. Die Analyse der Entwicklung ausgesuchter Flächen hin zur potentiellen natürlichen oder zur potentiellen Ersatzvegetation sind in diesem Zusammenhang interessante Fragestellungen. Dabei kann die Neuauflage der Plot-Artenlisten entlang der hier gewählten Transekte ein wertvolles Hilfsmittel zur Veränderungsindikation von Standortbedingungen darstellen.

Schließlich ist im Sinne einer Veränderungsindikation die Entwicklung neuer oder die Analyse bestehender Landschaftsmaße im Hochgebirge ein interessanter Forschungsansatz: beispielsweise können die Veränderungen von Fraktalitäts- oder Dominanzindizes von Zwergsträuchern oder Büschen brachgefallener Flächen als Maß menschlichen Handelns und Eingreifens bzw. als Maß der natürlichen Wiederbewaldung und Sukzession untersucht werden. Einige diesbezüglich relevante neuere Ansätze finden sich in CAIN et al. (1997), MILLER et al. (1997), RAMI (1997), FROHN (1998), GUSTAFSON (1998), HARGIS et al. (1998), MENZ (1998), BLASCHKE u. PETCH (1999), BOWERS u. DOOLEY (1999), BARTEL (2000) und JAEGER (2000).

F2 Deskriptiv-statistische Untersuchung der Zusammenhänge zwischen Vegetation und Relief

Die Vegetations- und Reliefdaten wurden qualitativ miteinander in Beziehung gesetzt, indem mit Hilfe von Verteilungsmaßen, Flächenbilanzen und Diagrammen deskriptiv die räumlichen Zusammenhänge dargestellt und dokumentiert wurden. Dabei wurde zunächst eine Analyse der allgemeinen topographischen Charakteristika des Untersuchungsgebietes im Hinblick auf die primären Reliefparameter Höhe, Exposition und Hangneigung vorgenommen.
Im Anschluß daran erfolgte die qualitative Untersuchung räumlicher Zusammenhänge zwischen den 52 Pflanzenverbänden und Bodenbedeckungsklassen der hochauflösenden, luftbildbasierten Vegetationskarte und den einzelnen Reliefparametern. Für jede Vegetationseinheit wurden Verteilungsmaße (Mittelwerte, Minima und Maxima, Standardabweichungen etc.) in Bezug auf jeden Reliefparameter bestimmt und im Vergleich mit den anderen Verbänden das Indikatorpotential des jeweiligen Relieffaktors für die Habitat-Charakterisierung des betrachteten Verbandes abgeschätzt.
Neben den primären Reliefparametern Höhe, Exposition, Hangneigung und Wölbung wurden auch sekundäre (d.h. aus primären Parametern zusammengesetzte) Reliefparameter wie beispielsweise der Feuchteindex, die Rauhigkeit oder die Strahlung betrachtet, insgesamt wurden deskriptive Statistiken für 18 Reliefparameter untersucht. Anschließend wurden Charakterarten einzelner Vegetationsverbände im Hinblick auf ihre realisierten ökologischen Nischen bezüglich der Höhenausdehnung analysiert. Der Einzelbetrachtung jeweils eines Reliefparameters folgten Analysen im 2-dimensionalen Reliefparameter-Raum: in erster Linie wurden dabei die Habitate durch die allgemein in der Vegetationsökologie übliche Kombination von Höhe und Exposition charakterisiert.
Neben der qualitativen Analyse der Standortindikation einzelner Vegetationsverbände durch die Reliefparameter wurden die gegenseitigen Vorteile und/oder Restriktionen von primären versus sekundären Reliefparametern näher untersucht.
Schließlich wurde eine Gesamtstatistik aller Vegetationsverbände über 15 hauptsächliche Reliefparameter erstellt, um über deskriptiv-statistische Verteilungsmaße eine Zusammenschau der ökologischen Rahmenbedingungen der einzelnen Habitate zu geben. Berücksichtigt wurden neben dem Mittelwert und den Extrema (Minimum, Maximum) die Standardabweichung, der Median und Variationskoeffizient. Diese Tabelle kann dem Anhang 8 entnommen werden.

Es zeigte sich bereits auf dieser Stufe der qualitativen Analyse, daß die Reliefparameter unterschiedliche Kapazitäten in Bezug auf die Indikation eines Standortes aufweisen: ihre Eignung zur Abgrenzung gegenüber anderen Verbänden hängt entscheidend von einer signifikant unterschiedlichen Lage des Mittelwertes bei gleichzeitig geringer Standardabweichung ab; d.h. je schmaler die Amplitude eines Verbandes in Bezug auf einen bestimmten Reliefparameter ist und je weiter sich der Mittelwert von denen anderer Verbände unterscheidet, desto eher ist dieser Reliefparameter geeignet, das jeweilige Habitat gegenüber anderen Verbänden abzugrenzen. Als wichtigster Parameter für alle Klassen ergab sich daraus die Höhe, aber auch andere primäre und sekundäre Parameter wie Hangneigung, Exposition, Feuchtemaße oder Strahlung zeigten je nach Verband ein charakteristisches Erscheinungsbild (vgl. z.B. Abb. 31, Abb. 35, Abb. 36 und Abb. 38 bis Abb. 41).

In einer höhen-stratifizierten Flächenbilanz zeigte sich, daß im Untersuchungsgebiet sowohl vertikal als auch horizontal bestimmte Gradienten in der Zusammensetzung der Flächen bestehen: neben einer höhen- und damit temperaturabhängigen Veränderung, die eine vertikale Zonierung im gesamten Untersuchungsgebiet bedingt, sind vor allem die unterschiedliche Nutzungsintensität und der Massenerhebungseffekt dafür verantwortlich, daß zwischen dem Lötschental im Norden und dem Turtmanntal im Süden große Unterschiede der Vegetationsbedeckung in gleichen Höhenstufen auftreten. Während im Turtmanntal natürliche oder naturnahe Flächen wie Wald-, Zwergstrauch- oder alpine Rasen relativ große Flächen einnehmen, prägen im Lötschental vor allem in den unteren Höhenstufen landwirtschaftlich intensiv genutzte Grünlandbereiche mit Fettwiesen- und –weiden, Gebüsche, Vorwaldgesellschaften und Laubwaldflächen geringer Bestandsdichte das Landschaftsbild. Bei diesen Betrachtungen ist besonders die historische Komponente und der dynamische Wandel von Bedeutung, der auf einigen Flächen vor allem in der montanen und subalpinen Stufe des Lötschentals durch Auflassung, Vergandung und Sukzession zu einem aktuell sehr heterogenen Muster der Vegetationsbedeckung führte. Die Unterschiede zwischen den Tälern nivellieren sich mit zunehmender Höhe aus.
Eine weitere Ursache der unterschiedlichen Zusammensetzung in den einzelnen Höhenstufen ist aufgrund der Massenerhebung die Anhebung von Ökotonbereichen, wie z.B. der Waldgrenze und von einzelnen Charakterarten zum Turtmanntal hin: in Einzelfällen ergibt sich z.B. von Zwergsträuchern wie Zwergwacholder *Juniperus communis ssp. nana* oder Bärentraube *Arctostaphylos uva-ursi* ein Anstieg um 300-400m!

Mit Blick auf die Reliefparameter zeigt sich, daß eine 2-dimensionale Betrachtung von Höhen-Expositions-Abhängigkeiten in Form sogenannter Ökogramme, wie sie standardmäßig in vielen Studien zur Habitatbeschreibung verwendet werden, geeignet sind, um einen Großteil der im Untersuchungsgebiet vorkommenden zonalen Vegetationsverbände ökologisch zu charakterisieren und gegen andere Verbände abzugrenzen.
Darüber hinaus ist jedoch neben der Höhe generell keine Dominanz einzelner Reliefparameter über alle Vegetationseinheiten auszumachen, je nach Klasse ergeben sich unterschiedliche Kombinationen von Parametern, die das jeweilige Habitat abgrenzen (siehe Tabelle der Verteilungsmaße im Anhang 8). Im Vergleich von primären und sekundären Reliefparametern ergibt sich keine Tendenz zu einer einseitigen Überlegenheit für die Charakterisierung der Habitate: in manchen Fällen scheinen sekundäre Parameter geeignet zu sein, um einen Verbandsstandort hinreichend zu beschreiben, während bei anderen Verbänden die Primärparameter eindeutig dominieren. Es wird daher nicht die grundsätzliche Aussage von MOORE et al. (1991a, S. 65) bestätigt, daß primäre Variablen bessere Prediktoren als zusammengesetzte (=sekundäre) Variablen sind. Es zeigen sich aufgrund der oben genannten Ergebnisse gegenläufige Tendenzen: je nachdem, ob die Reaktion des Vegetationsverbandes auf die Einzelparameter gleichläufig ist oder nicht, kann der zusammengesetzte Parameter besser oder schlechter als die Einzelkomponenten geeignet sein (vgl. auch PINDER et al. 1997, S. 28).

Es läßt sich zusammenfassend festhalten, daß die Ermittlung statistischer Verteilungsmaße und Flächenbilanzen sowie deren graphische Darstellung beispielsweise in Form von Ökogrammen

geeignet ist, um eine qualitative Beschreibung von Habitaten vorzunehmen und das Indikatorpotential einzelner Reliefparameter je nach Vegetationsverband abzuschätzen. In der vorliegenden Arbeit wurden auf diese Weise deskriptive Statistiken für alle Vegetationsklassen erstellt und können zur Charakterisierung ihrer Habitate herangezogen werden. Durch eine solche Vorauswahl diskretisierender Reliefparameter ist es möglich, die geeigneten Habitat-Reliefindikatoren für die Modellbildung zu extrahieren.

Ausblick

Es bleibt für zukünftige Studien im Detail zu klären, inwieweit die gefundenen Zusammenhänge auf andere Untersuchungsgebiete übertrag- und anwendbar sind und ob sich in anderen Regionen bei ähnlichen Vegetationstypen auch ähnliche Verteilungsmaße ergeben. Dieser Aspekt steht ebenfalls in engem Zusammenhang mit der Frage nach der Übertragbarkeit der aus der Parameterauswahl entwickelten Modelle auf andere Gebiete.

Darüber hinaus wäre festzustellen, ob sich in anderen Untersuchungsgebieten eventuelle Dominanzen einzelner Reliefparameter oder Parametergruppen (primär-sekundär) herauskristallisieren.

F3 Analytisch-statistische Untersuchung der Zusammenhänge zwischen Vegetation und Relief

Um die zunächst rein visuell-deskriptiv ermittelten Zusammenhänge zwischen den Vegetationsverbänden und den Reliefparametern analytisch-statistisch zu überprüfen und zu bestätigen, wurden drei verschiedene Verfahren ausgewählt. Da die Vegetation nur die binären Ausprägungen anwesend (1) oder abwesend (0) annehmen kann, handelt es sich um eine nominalskalierte Variable, für die die üblicherweise verwendeten linearen Regressionskoeffizienten nicht berechnet werden können.

Aus diesem Grund wurde zunächst der für nominalskalierte Variablen gängige Kontingenzkoeffizient als Maß des statistischen Zusammenhangs ausgewählt (vgl. E2.1). und der Zusammenhang des gesamten Vegetationsdatensatzes mit den einzelnen Reliefparametern untersucht (vgl. Tab. 27). Die Höhe zeigt bei einem Signifikanzniveau von 99,9% stärkste Zusammenhänge mit der Vegetationsverteilung bei C= 0.89, was die Ergebnisse der visuellen Interpretation, der deskriptiven Statistik aus Kapitel E1 und die Resultate aus diversen anderen Studien bestätigt (vgl. z.B. BROWN 1994b, S. 650 und BROWN 1994a, S. 137). Neben der Höhe können für den Gesamtdatensatz die Hangneigung, die Exposition und die Strahlung als wichtigste Variablen identifiziert werden, ihre Korrelationskoeffizienten nehmen Werte bis 0.68 an. Leicht geringere Zusammenhänge ergeben sich für die Feuchteindizes und den Rauhigkeitsparameter zwischen 0.52 und 0.58, während die Wölbung, die Flowaccumulation und das Water Distribution Model geringe Korrelationen aufweisen. Bezüglich der Reliefklassifikation läßt sich statistisch belegen, daß keines der ausgewählten Verfahren (bei gegebener räumlicher Auflösung) und der durch sie ausgewiesenen Relief-Formelemente in starkem statistischen Zusammenhang mit der Vegetationsverteilung stehen; die entsprechenden Korrelationskoeffizienten liegen unter 0.50.

Neben der quantitativen Bestätigung der Ergebnisse aus den vorangehenden Untersuchungen ergibt sich abschließend jedoch insgesamt durch das Kontingenztafel-Verfahren ein relativ niedriges Niveau der Korrelationskoeffizienten. Dies ist einerseits durch die rückwärtige Transformation der Reliefvariablen von der metrischen auf die Nominalskala und dem damit einhergehenden Informationsverlust zu begründen. Andererseits üben auch hier die skalenbedingten “Ausreißer“ einen negativen Einfluß aus (siehe dazu F6).

Darüber hinaus erlaubt das Verfahren aufgrund von Instabilitäten durch Ungleichgewichte zwischen den Zeilen und Spalten der Matrix bzw. zwischen Vorkommen und Nicht-Vorkommen nicht, Korrelationen zwischen Reliefparametern und einzelnen Vegetationsverbänden zu berechnen.

Aus diesem Grund wurde als zweites Verfahren stellvertretend für 9 Klassen die Hauptkomponentenanalyse angewandt. Um Aussagen über die Abhängigkeiten zwischen Reliefparametern und Vegetationsverbänden zu machen, wurden jeweils nur die Rasterzellen eines Vegetationshabitats der Hauptkomponenten-Transformation unterzogen. Deren Eigenmatrix gibt Auskunft über die Korrelationen zwischen der jeweiligen Hauptkomponente und den Variablen. Ihr Eigenwert definiert den Anteil der gesamten Varianz der Ausgangsdaten, der durch diese Hauptkomponente erklärt wird. Je höher der Varianzerklärungsanteil einer Komponente und je größer die Korrelation zwischen einem Reliefparameter und dieser Komponente ist, desto bedeutender ist

dieser Reliefparameter für den jeweils betrachteten Vegetationsverband. Der Nutzen dieses Verfahrens für Ursache-Wirkungsbeziehungen wurde bereits durch BUTLER u. WALSH (1994, S. 187 ff.) für Murgänge nachgewiesen. Einzelne Ergebnisse sind den Tabellen Tab. 28 und Tab. 29 zu entnehmen.
Die Methode ermöglicht grundsätzlich die quantitative Analyse des Zusammenhangs zwischen einzelnen Vegetationsklassen und den Reliefparametern, indem Eigenmatrix und Eigenwert gewichtet werden können. An der Anzahl der benötigten Hauptkomponenten zur Erklärung der Varianz läßt sich ableiten, wie komplex die Zusammenhänge zwischen Reliefparametern und Vegetationsklasse sind: je mehr Komponenten benötigt werden und je weniger eindeutig die Eigenmatrix-Korrelationen sind, desto komplexer sind die Zusammenhänge. Beispielsweise werden 5 Hauptkomponenten benötigt, um über 80% der Gesamtvarianz der Krummseggenrasen und der Grünerlen zu erklären, was darauf hindeutet, daß die Relief-Datenstruktur dieser Vegetationseinheiten relativ komplex ist, wie es sich schon bei der deskriptiven Betrachtung zeigt. Demgegenüber reichen z. B. bei den Hochstauden für 80% der Gesamtvarianz 2 Hauptkomponenten aus, die sich durch sehr hohe Korrelationen (> 0.80) allein mit den Feuchteparametern auszeichnen.
Zusammenfassend zu dieser Methode kann man festhalten, daß mittels der Hauptkomponentenanalyse die Extraktion der für einen Vegetationsverband wichtigen Relieffaktoren auf analytisch-statistische Weise möglich ist. Es lassen sich Vegetationsverbände, deren Vorkommen fast gänzlich an 2 oder 3 Reliefparametern festgemacht werden kann, von solchen trennen, auf deren komplexe Verteilung viele Reliefparameter einwirken. Die entsprechenden Einzelergebnisse sind dem Kapitel E2.2 zu entnehmen.
Nachteile der Methode sind im Falle von komplexen Datenstrukturen eine erschwerte Quantifizierung der Bedeutung einzelner Reliefparameter für die Vegetationseinheit und fehlende Vergleichbarkeit zwischen den Klassen, weil die Zusammenhänge über mehrere Komponenten schwer abzuschätzen sind. In solchen Fällen werden außerdem z.T. wieder niedrige Eigenmatrix- und damit Korrelationswerte durch das bereits oben angesprochene "Ausreißer"–Problem aufgrund der Skalenunterschiede der beobachteten Variablen verursacht, vor allem bei Verbänden, deren Standorte heterogen sind.

Um eine Vergleichbarkeit zwischen den Vegetationsklassen zu erzielen und die Bedeutung der einzelnen Reliefparameter für die Vegetationsverbände zu quantifizieren wurde als letztes ein t-Test verwendet. Mit seiner Hilfe kann für jeden Reliefparameter-Mittelwert bei zugehöriger Standardabweichung für alle Vegetationsverbände geprüft werden, ob sich dieser signifikant von dem Mittelwert der gesamten übrigen Vegetationsklassen unterscheidet und damit für die betrachtete Klasse und ihre Abgrenzung gegenüber anderen eine hohe Bedeutung hat.
Über die Auswahl gleich großer Grundgesamtheiten, die aufgrund von Stichprobentests optimiert wurden (vgl. E2.3) sowie eine Normierung der t-Werte an ihrem Maximalwert erfolgte eine Standardisierung, so daß t einen Wert zwischen 0 und 100 annimmt. Auf diese Weise sind die t-Werte und damit die Wichtigkeit der Reliefparameter für die einzelnen Vegetationsverbände quantifiziert und vergleichbar. Die Ergebnisse werden in der Tabelle Tab. 30 zusammengefaßt.
Abschließend ist generell zu Analysen statistischer Zusammenhänge anzumerken, daß die Wahl der Klasseneinteilung und Diskretisierung von kontinuierlich-metrischen Variablen, wie sie für die Vegetation notwendig ist, immer auch einen Einfluß auf die Höhe des Zusammenhangs hat. Es wurde

bereits von FISCHER (1990, S: 40) in einer ähnlichen Studie dargelegt, daß die Klassenbildung bei der Vegetation unabhängig von der Klassenbildung bei den unabhängigen Umweltfaktoren (z.B. Boden oder Geologie; im vorliegenden Fall Relief) erfolgt und obwohl der Zusammenhang dieser jeweils kontinuierlichen Variablen in der Realität möglicherweise perfekt ausgebildet ist, kann er durch nicht-koinzidierende Klassenbildung verringert werden.

Ausblick

Eine weiterführende Studie in diesem Zusammenhang wäre die alternative Anhebung der Vegetationsvariablen auf metrisches Skalenniveau und die Entwicklung linearer Regressionen, wie es durch die Verwendung von Bedeckungsgraden oder Biomasse-Indizes wie z.B. dem NDVI erfolgen könnte.

Eine potentielle Erweiterung und Anhebung auf metrisches Skalenniveau auch im Hinblick auf die Modellierung stellt zusätzlich die Verwendung von Biodiversitäts-Maßen im Sinne der Anzahl von Arten, Lebensformen oder funktionalen Typen dar. Dieser letztgenannte Ansatz ist bereits in Erweiterung der vorliegenden Arbeit für dasselbe Untersuchungsgebiet geplant.

F4 Eignung der Reliefklassifikationsverfahren für die vegetationskundliche Habitatstrukturierung

Die Reliefklassifikation dient der Diskretisierung der kontinuierlichen Geländeoberfläche zur Ableitung von bestimmten Reliefobjekten oder Formtypen/-elementen. Die Analyse ihrer Eignung für die Charakterisierung von Vegetationshabitaten im Hochgebirge beruht auf der Tatsache, daß bestimmte Vegetationstypen an bestimmte Reliefformen gebunden sind, beispielsweise die Schneetälchenvegetation an spät ausapernde und feuchte Mulden. Während jedoch die Diskretisierung der Landschaft in einzelne Objekte in der menschlichen Perzeption und Umgangssprache einen festen Platz hat und Begriffe wie z.B. „Berg“ oder „Tal“ eindeutig sind, ist die mathematische oder geomorphometrische Definition solcher Relief-Objekte mit erheblichen semantischen Schwierigkeiten verbunden (vgl. FRIEDRICH 1996, S. 103).

Es wurden aus einer Vielzahl von Verfahren je ein Beispiel der drei möglichen methodischen Ansätze der gitterbasierten Objekt-Extraktion ausgewählt und ihr Potential für die Standortindikation der 52 Vegetationsverbände analysiert: die auf der Pfadverfolgung bzw. Profilerkennung basierte Methode SARA (**S**ystem zur **A**utomatischen **R**elief-**A**nalyse SARA) nach KÖTHE u. LEHMEIER (1993) und die Methode der Gebietsvergrößerung nach DIKAU (1988) zählen zu den gitterbasierten Verfahren. Der dritte Ansatz resultiert aus Ansätzen der Bildverarbeitung und wurde in Anlehnung an das ISODATA-Clusterverfahren für unüberwachte Klassifizierungen auf das Relief übertragen. Während die beiden erstgenannten Methoden jeweils nur die Wölbungstendenzen und –unstetigkieten berücksichtigt, um in Quer- und Längs-/Profilrichtung konkave, gestreckte oder konvexe Flächen auszuweisen, wird bei der dritten Methode daneben auch die Hangneigung als Abgrenzungskriterium verwendet.

Es zeigte sich, daß eine Dreiteilung des Reliefs in Senken-, Intermediär- und Scheitelbereiche mittels SARA mäßig geeignet scheint, um Habitate von wenigen Verbänden, die entweder an feuchte Mulden- (Alluvionen 2-4, Rinnen-Horstgräser 13, Schneetälchen 16, 17, Hochstaudenfluren 22 und Grauerlen 32) oder trockene Kuppenstandorte (Krummseggenrasen 15) gebunden sind, zu indizieren. Es lassen sich jedoch keine ausschließlichen Zusammenhänge zwischen einzelnen Reliefformen und Verbänden extrahieren. Für den Großteil der Verbände zeichnet sich darüber hinaus keine signifikante Zugehörigkeit zu einem bestimmten geomorphographischen Formtyp ab. Da die Verfahren nur Wölbungstendenzen, d.h. Änderungen der Exposition und Hangneigung berücksichtigen, ohne die Richtung der Exposition oder den Grad der Hangneigung in Betracht zu ziehen, können sie lediglich Auskunft darüber geben, welche Vegetationsverbände sensibel auf Feuchteverteilung und/oder die Exponiertheit gegenüber Wind und Witterungseinflüssen reagieren.

Eine weitere Unterteilung in 8 Formtypen in SARA bzw. 9 Formelemente nach DIKAU und dem ISODATA-Clustering führte nicht zu einer Verbesserung der Kongruenz zwischen Reliefelementen und Vegetationsverbänden.

Mögliche Ursachen einer ungenügenden Indizierung von Habitaten durch die genannten Verfahren können einerseits an der Wahl von Abgrenzungskriterien der Wölbungsradien zwischen konkaven, gestreckten und konvexen Geländebereichen liegen. Andererseits scheint vor allem für die Indikation von feuchteliebenden Verbänden die räumliche Auflösung des DHM25 im Vergleich zu der Vegetationskarte zu gering, um Klein- und Kleinststrukturen des Reliefs ausreichend zu erfassen. Da

diese Skalenproblematik im letzten Abschnitt des Kapitels für die gesamte Arbeit zusammenfassend diskutiert wird, soll sie hier nicht näher erläutert werden.

Abschließend sei angemerkt, daß die vorgestellten Reliefklassifikationsverfahren unter Berücksichtigung der gegebenen Datenstruktur und –skala keine eindeutige Zuweisung von Vegetationsverbänden zu Relief-Objekten zulassen, sie liefern lediglich eine Näherung für die Standortindikation derjenigen Verbände, die an Feuchte oder Trockenheit gebunden sind und in Mulden oder auf Kuppen auftreten. Allenfalls eine Reliefklassifikation im Sinne der Dreiteilung aus SARA ist bedingt für wenige Vegetationsklassen ein geeignetes Verfahren zur ungefähren Ausweisung potentieller Feuchtstandorte.

Ausblick

Es ist zur Zeit unklar und wäre zukünftig zu prüfen, ob die Defizite eher in den verwendeten Verfahren oder in den nicht übereinstimmenden Datenskalen begründet sind. Es ist anzunehmen, daß die sich in der Realität kontinuierlich verändernde Vegetation auch an bestimmte Ausprägungen einer kontinuierlichen Oberfläche gebunden ist, daß die Diskretisierung und Klassenbildung jedoch nicht für beide Variablen gleichförmig verläuft und daher real auftretende Zusammenhänge nicht identifizierbar sind (siehe oben).

Zu diesem Zweck wäre einerseits eine Validierung einer Reihe von Klassifikationen mit unterschiedlichen Schwellwerten durchzuführen, um verschiedene Konfigurationen zu testen. Andererseits wäre eine erneute Durchführung der Verfahren mit einem höher aufgelösten DHM sinnvoll, um Skalen- von Verfahrensproblemen differenzieren zu können.

Schließlich stellt eine auf objektorientierter Technologie und Segmentierung basierende Klassifikation in Anlehnung an Fernerkundungsverfahren (z.B. mittels der Software ECOGNITION) eine mögliche Weiterentwicklung bestehender Reliefklassifikationsverfahren dar. Diese Methode hat den Vorteil, aufgrund der Objektstruktur auch topologische Charakteristika einzubeziehen und somit die Nachteile pixelbasierter Verfahren in dieser Hinsicht möglicherweise zu eliminieren. Besonders für die Modellierung stellt die automatische, semantisch gestützte Ausweisung von Reliefobjekten ein hohes Potential für zukünftige Modellkonzeptionen dar.

F5 Potential ausschließlich verwendeter Reliefparameter für die Indikation natürlicher und anthropogener Standortfaktoren in der Modellierung von Vegetationshabitaten

Die mit Hilfe der statistischen Tests erfolgte Vorauswahl der für die Habitatindikation geeigneten Reliefparameter wurde jeweils in der Verbreitungssimulation der einzelnen Vegetationsverbände eingesetzt. Resultierend aus dem aktuellen Stand der Forschungsliteratur wurden zwei verteilungsfreie Modellansätze ausgewählt: ein Verfahren auf Basis eines Klassifikations- und Regressionsbaumes (CART) sowie ein Boolean-Modell basierend auf einem Parallel-Epiped-Boxklassifikator (PPD) (zur Modellbeschreibung und Vorgehensweise siehe E3.3.1 und E3.3.2 für CART sowie E3.4.1 und E3.4.2 für PPD).

Das CART-Verfahren basiert auf der Methode des rekursiven Partitionierens, bei der der Gesamtdatensatz sukzessive anhand optimaler Abgrenzungskriterien (d.h. bestimmter Grenzwerte ausgewählter Reliefparameter) in 2 homogene Datengruppen geteilt wird. Diese werden in einer Baumstruktur wiederum unterteilt, bis Endknoten in Form von homogenen Klassen erreicht sind. Durch die Pfadverfolgung entlang der Baumstruktur ergeben sich die geeigneten Reliefparameter und ihre Grenzwerte zur Indikation des jeweiligen Habitats. Da die graphische Umsetzung der CART-Resultate in ein GIS nicht automatisch möglich war, verlangte die Erstellung der räumlichen Simulationen einen extrem hohen Programmieraufwand. Aus diesem Grund wurden nicht alle Vegetationsverbände räumlich simuliert, sondern einige ökologisch interessante, repräsentative Klassen (alpine Rasen, Schneetälchen, Fettwiesen, Grünerlen, Grauerlen, Nadelwälder) exemplarisch ausgewählt.

Das PPD-Verfahren definiert mit Hilfe von Mittelwerten und Standardabweichungen im (mehrdimensionalen) Raum obere und untere Habitatgrenzen, so daß eine ökologische „Box“ entsteht, innerhalb derer das Vorkommen eines bestimmten Vegetationstypus liegt. Es wurden PPD-Verbreitungssimulationen für alle Vegetationsverbände gerechnet, wobei die Klassen z.T. zusammengefaßt wurden, wenn sie ökologisch oder taxonomisch eng verwandt sind.

Dem Geodeterminismus im Hochgebirge und der Frage nach der möglicherweise zu starken Überprägung der Kulturlandschaft durch den Menschen für eine Analyse und Modellierung des Zusammenhangs Vegetation-Relief wurde mit Hilfe von Modellen für Grünland, brachgefallene Flächen und Siedlungsplätze nachgegangen.

Um die Modellergebnisse anhand neutraler Datensätze validieren zu können, wurden die einzelnen Modelle jeweils mit Zufalls-Stichproben des Gesamtdatensatzes einer Vegetationsklasse entwickelt (mit einem Umfang von 15% bis 40% der gesamten Punktmenge) und später unter Einbeziehung der Restdaten validiert. Dabei wurden die simulierten Verbreitungen der einzelnen Vegetationsklassen mit den realen Vorkommen aus der Vegetationskarte im GIS verschnitten, validiert und statistische Gütemaße berechnet. Neben dem Kappa-Koeffizienten erfolgt die Bewertung der Modellgüte hauptsächlich anhand der 4 in der Vegetationsmodellierung standardmäßig verwendeten Maße der Sensitivity (=Anteil korrekt modellierter Vorkommen an den Gesamtvorkommen), der Specificity (=Anteil korrekt modellierter Nicht-Vorkommen an den gesamten Nicht-Vorkommen) sowie ihrer jeweiligen Gegenwerte Fehler 2. und 1. Art.

Die CART-Modelle liefern bis auf wenige Ausnahmen (Schneetälchen; Grünerlengebüsche) allgemein schlechtere Ergebnisse als die PPD-Verfahren (vgl. E3.3.3 und Abb. 62), im Falle der Fettwiesen und –weiden liegt im Vergleich die Genauigkeit (=Sensitivity) sogar um 73% niedriger. Dieses Ergebnis steht im Gegensatz zu den Resultaten von ETTEN (1998), wo PPD und CART gleich gute Ergebnisse erzielen.
Des weiteren läßt sich belegen, daß die CART-Modelle für aggregierte Klassen wesentlich höhere Genauigkeiten aufweisen als diejenigen des Modells für Einzelklassen: diese Tendenz bestätigt die Vermutung aus anderen Studien, daß die Modellgenauigkeit mit höherer Aggregierungsstufe der Vegetation ansteigt. Die Ursache für die allgemein geringe Modellgenauigkeit des CART-Verfahrens zwischen 23% und 63% Sensitivity liegt in der großen Datenmenge (100.000 Datenpunkte) begründet, für die derzeit der Rechenaufwand zu hoch ist, um geeignete Modelle mit einigen hundert Knoten zu entwickeln. Neben der Gefahr des „Overfittens“ bei den CART-Modellen ist speziell der manuelle Programmieraufwand im GIS für die graphische Umsetzung derzeit ein wesentlicher Nachteil dieser Methode bei großen Datensätzen.

Die PPD-Modelle stellen eine weniger programmier- und rechenintensive Alternative dar, allerdings mit großen Unterschieden der Modellgüte zwischen den Vegetationsverbänden (vgl. E3.4.3): die Amplitude der Sensitivity reicht von 34% bis 95%, die der Specificity ist geringer mit Werten zwischen 69% und 99% (vgl. Abb. 62). Dabei sind besonders die Habitate bzw. Standorte von zonalen, großflächigen Vegetationsklassen (Nadelwälder, Flaumeichen-Bergföhrenwälder, Trockenrasen, Zwergsträucher) und von intensiv anthropogen beeinflußten Klassen (Grünland, Siedlung, Vorwaldgesellschaften) sehr gut durch die jeweils gewählten Reliefparameter zu indizieren, die erzielten Genauigkeiten im Sinne der Sensitivity liegen bei 84% bis 95%. Azonale, extrazonale, kleinflächige oder extensiv anthropogen genutzte Verbände (Schneetälchen, Grünerlengebüsche, Vorwaldgesellschaften, Buntschwingelrasen, Krummseggenrasen, Weinbau) erreichen dagegen 50-70% diesbezügliche Genauigkeit. Die Schwierigkeit der Modellierung kleinerer Vegetationseinheiten wird schon von FISCHER (1990, S. 40) und ETTEN (1998, S. 196) angeführt und steht in engem Zusammenhang mit der Skalenproblematik (siehe F6).

Insgesamt läßt sich daher festhalten, daß zunächst die Güte der Vegetationsklassifikation bestätigt werden kann, da ein Modellerfolg nach BRZEZIECKI et al. (1993, S. 506) immer auch als Beweis für eine gute Klassifikation der Vegetation anzusehen ist. Im Detail ergibt sich, daß Verbände mit komplexer Ökologie und kleinräumigen Standorten anhand des PPD-Verfahrens nur mit mittlerer Genauigkeit simuliert, jedoch großräumig potentielle Habitate indiziert werden können. Multimodale Verteilungen einiger Reliefvariablen würden den kombinierten Einsatz von stratifizierten Einzelmodellen erfordern. Daher und aus den genannten Resultaten erscheint grundsätzlich die Modellierung ökologisch komplexer Habitate von azonalen oder extrazonalen Vegetationsverbänden mit Hilfe des CART-Verfahrens sinnvoller. Für die großflächigen, zonalen und intensiv bewirtschafteten Vegetationseinheiten können jedoch sehr hohe Modellgenauigkeiten mit dem PPD-Verfahren erzielt werden, wodurch die Ergebnisse einer Studie von BRZEZIECKI et al. (1993, S. 507) bestätigt werden.

Darüber hinaus ist gerade die Möglichkeit zur Simulation von potentiellen Standorten ein enormer Vorteil des PPD-Verfahrens. Durch die Festlegung ökologischer Habitatgrenzen ist es möglich, potentielle Verbreitungen einzelner Vegetationsverbände durch räumliche Extrapolation zu simulieren. Dabei sind die Nord-Süd- und Vertikalgradienten anthropogener Nutzungsintensität im Untersuchungsgebiet von Vorteil: im Gegensatz zu der Studie von TAPPEINER et al. (1998) sind im vorliegenden Untersuchungsgebiet neben anthropogen veränderten auch weitgehend natürliche Standorte zu finden, wie beispielsweise am Lötschentaler Nordhang und in unzugänglichen Bereichen des Turtmanntals, an denen das Modell geeicht werden kann. Die durch das Modell erfolgte Simulation der natürlichen Verbreitungsgrenzen zeigt besonders auf den anthropogen stark beeinflußten Flächen eine große Diskrepanz zur aktuellen Situation: dieser Fehler 2. Art indiziert die potentiellen Flächen des jeweiligen Verbandes. Vergleiche mit historischen Quellen und Luftbildern sind in der Lage, die simulierten potentiellen Verbreitungen für frühere Zeiten zu belegen und verifizieren dadurch die Modelle.
Der Geodeterminismus schließlich konnte sowohl für die Wahl von Grünlandflächen als auch von Siedlungsplätzen und Brachflächen nachgewiesen werden: mit Hilfe der drei Modelle und ausschließlich aufgrund der Reliefparameter Höhe, Strahlung, Hangneigung und Exposition war es möglich, die entsprechenden Flächen mit Genauigkeiten von bis zu 95% zu simulieren. Die Schwierigkeiten für die Analyse und Modellierung des Zusammenhangs zwischen Vegetation und Relief liegen weniger in den kulturlandschaftlich intensiv genutzten Bereichen, wie es vielleicht anzunehmen wäre, sondern vielmehr in den in Extensivierung befindlichen, räumlich sehr komplex bewachsenen Flächen.

In Bezug auf die gewählte Standardabweichung zeigt sich eine zunehmende PPD-Modellgüte mit zunehmender Standardabweichung, der Optimalwert liegt zwischen 1.6 und 1.7 Standardabweichungen vom Mittelwert. Die Tatsache, daß die Modelle mit nur einem Bruchteil der Kalibrierungsdaten (minimal 15% der Ausgangsdaten) eine hohe Genauigkeit erzielen, rechtfertigt deren Einsatz auch für die Extrapolation von Punktdaten anderer Gebiete.

Hinsichtlich der eingesetzten Reliefvariablen ergibt sich, daß die Modellgüte mit abnehmender Anzahl von Reliefvariablen in fast allen Fällen zunimmt, so daß in den Modellen, die hohe Genauigkeiten erzielen, 3 bis 4 Reliefvariablen ausreichen, um die jeweiligen Habitateigenschaften genügend genau zu parametrisieren. Beispielsweise kann die Verbreitung von Nadelwäldern allein mit den Reliefparametern Höhe, Hangneigung und Water Distribution Model zu 87% genau simuliert werden bei einem Fehler 1. Art von nur 10%. Für Flaumeichen-Bergföhrenwälder an der Lötschental-Südrampe ergeben sich mit den Variablen Höhe, Hangneigung, Cosinus-Exposition und Strahlung 93% Genauigkeit/Sensitivity bei nur 3% Fehler 1. Art.
Höhe, Hangneigung, Exposition, Feuchteparameter und Strahlung erweisen sich im Mittel über alle Vegetationsklassen als die wichtigsten Parameter, während sekundäre Variablen wie z.B. der Aktivitätsindex, Rauhigkeitsmaße oder das kombinierte Strahlungs-Feuchtemaß, jedoch auch die primären Wölbungsparameter, selten ausschlaggebend für die Modellierung sind. Innerhalb der Feuchteparameter zeigt sich eine deutliche Dominanz des Water-Distribution- gegenüber dem Flow-Accumulation-Algorithmus.

Es lassen sich allerdings auch 3 Defizitbereiche der Reliefparameter in Bezug auf die Indikation von Standorteigenschaften identifizieren: es werden zum ersten zwar die Kernzonen hoher geomorphologischer Prozeßaktivität weitgehend durch entsprechende Hangneigungs- und Wasserakkumulationsparameter indiziert, jedoch gelingt es anhand der bestehenden Reliefparameter nicht, die Einzugsgebiete und Auslaufzonen der Lawinen, Murgänge etc. ausreichend zu charakterisieren. Dieser topologische Aspekt spielt auch in den zweiten Fehlerkomplex mit hinein: die Entfernung von bestimmten Landschaftsobjekten wie z.B. Gletschern oder die generelle Zugänglichkeit und Erreichbarkeit einer Fläche werden durch die verwendeten Reliefvariablen nicht erfaßt, so daß beispielsweise Sukzessionsstadien (Weidengebüsche) nicht ausreichend modelliert werden können. Indikationsschwächen zeigen die Parameter des weiteren für die Auswirkungen unterschiedlicher Nutzungsintensitäten, die weitgehend individuellen Entscheidungen unterliegen. Während die Lage der landwirtschaftlich genutzten Flächen eindeutig identifiziert werden kann, sind qualitative Veränderungen der Vegetation aufgrund von unterschiedlichen Nutzungsintensitäten kaum durch Reliefparameter alleine zu erfassen; es fehlen hier räumliche Informationen über anthropogene Nutzungsformen und Wirtschaftsweisen. Auch die Auswirkungen historischer Entscheidungen und Veränderungen sind auf diese Weise derzeit nicht faßbar.

Abschließend ist festzuhalten, daß die natürlichen und anthropogenen Standortfaktoren der zonalen, großflächigen und anthropogen stark beeinflußten Vegetationsverbände ausschließlich durch Reliefparameter mit hoher Genauigkeit parametrisiert werden können und eine sehr exakte Habitatindikation allein durch Reliefparameter möglich ist.
Für azonale, kleinere und extensiv genutzte Vegetationsklassen ergibt sich ein weniger eindeutiges Ergebnis: mittels der PPD-Methode können nur mäßige Genauigkeiten erzielt werden, was zum einen in der Modellmethodik begründet liegt, zum anderen jedoch auf fehlende Parametrisierung einzelner Standortfaktoren in Bezug auf Prozeßaktivität, topologische Beziehungen, Nutzungsintensität und Trägheitsmomente historischer Entwicklungen hinweist. Nicht zuletzt sind auch die Skaleneffekte bei der Verwendung von hochaufgelösten Vegetationsdaten mit einem schlechter aufgelösten DHM verantwortlich für Ungenauigkeiten in der räumlichen Simulation kleinflächiger Einheiten, da mikro- bis mesoskalige Reliefstrukturen nicht erfaßt und so die entsprechenden Standorte nicht ausgewiesen werden können (siehe F6). Da bis auf weiteres aufgrund von nicht ausreichenden Rechnerkapazitäten die Entwicklung komplexer CART-Modelle mit mehreren hundert Knoten sowie ihre manuelle graphische Umsetzung im GIS nicht realisierbar erscheint, ist das Potential der ausschließlichen Nutzung von Reliefparametern für die Indikation komplexer, kleinräumiger Vegetationsverbände mit dieser Methodik zur Zeit nur schwer abzuschätzen. Da die CART-Modelle jedoch der komplexen Datenstruktur eher gerecht werden, ist anzunehmen, daß es bei ausreichender Modellgröße durchaus möglich ist, allein mit Reliefparametern auch diese Vegetationshabitate zu indizieren.
Im Gegensatz zu TAPPEINER et al. (1998, S. 235), die generell für alle Vegetationsklassen die Landnutzung als die wichtigste Variable ansehen, kann anhand der Modelle belegt werden, daß ein Großteil der anthropogenen und der die Landnutzung bestimmenden Faktoren durch eine Kombination von Reliefvariablen parametrisiert und indiziert werden kann. Somit steht der menschliche Einfluß der Analyse des Zusammenhangs zwischen Vegetation und Relief in der alpinen Kulturlandschaft nicht entgegen.

Ausblick

Um die Simulation der räumlichen Verbreitung einzelner Vegetationsverbände zukünftig zu verbessern, sollten, um dem hier vorgestellten Ansatz zu folgen, weitere Reliefparameter abgeleitet werden, die in der Lage sind, eine Parametrisierung in Bezug auf Prozeßaktivität, topologische Beziehungen, Nutzungsintensität und historische Entwicklungen vorzunehmen. Während jedoch zur Zeit nicht abzusehen ist, wie die Nutzungsintensität und historische Ereignisse parametrisiert werden könnten, ist der Einsatz von Distanz- oder Pufferberechnungen für die verbesserte Indikation topologischer Beziehungen denkbar.

Darüber hinaus stellt besonders die Weiterentwicklung von Reliefklassifikationsverfahren beispielsweise für die Ausweisung andernfalls schwer zu parametrisierender und abzugrenzender Reliefobjekte, wie z.B. der Schwemmfächer als Auslaufzonen geomorphometrischer Prozesse eine potentielle Verbesserung in Bezug auf die Indikation von Störungsprozessen dar.

Neben dem Einsatz weiterer Modelltypen wie beispielsweise den GLMs zum Vergleich mit den PPD- und CART-Modellen stellt die Weiterentwicklung und die vereinfachte Handhabbarkeit vor allem der CART-Modelle mit Kopplung an bestehende GIS-Software eine Notwendigkeit dar, um die Modellbildung effizienter zu gestalten. In dieser Hinsicht wäre auch zu überprüfen, welche Verbesserungen die getrennte Modellbildung für die Einzeltäler ergeben würde.

Um das Potential und die allgemeine Gültigkeit der Modelle und Reliefparameter zu verifizieren, ist neben der Erhebung zusätzlicher Validierungsdaten vor allem eine Übertragung auf benachbarte Gebiete anzustreben. In diesen wäre darüber hinaus die reine Extrapolation punktuell erhobener Daten mittels der Modelle zu testen und zu analysieren, ab welcher Informationsdichte genügend genaue Modellergebnisse erzielt werden können.

Weiterhin stellt der kombinierte Einsatz von Fernerkundungsdaten, punktuell erhobenen Gebietsdaten zusammen mit Modellen unter Nutzung von GIS-Funktionalitäten für die Zukunft ein weites Aufgabenfeld dar, in dem es zu prüfen gilt, inwieweit aus Modellergebnissen, z.B. regelbasierte Klassifikationen und Expertensysteme konzipiert werden können, wie sie ansatzweise schon bei WATTS (1999) eingesetzt werden.

Im Hinblick auf die Modellierung möglicher Auswirkungen eines Klimawandels auf die Habitatstruktur stellen die verwendeten Modelle geeignete Werkzeuge dar, mit deren Hilfe auch die Verbreitung einzelner Arten oder anderer pflanzensoziologisch abgegrenzter Einheiten unter veränderten Umweltbedingungen simuliert werden kann.

F6 Auswirkungen der räumlichen Datenauflösung und damit verbundener Skalen auf die Analyse der Zusammenhänge zwischen Habitat- und Reliefstruktur

Bei der Integration multiskaliger Datensätze müssen zwei Begriffe voneinander unterschieden werden: während die individuelle Skala eines Phänomens oder Objektes eine feste, nicht-variable Größe ist, ist die Auflösung eine rein datentechnisch definierte Spezifikation, die durch Resamplingverfahren beliebig veränderlich ist.

Da in der vorliegenden Arbeit unterschiedlich aufgelöste Datensätze (neben Satelliten- und Luftbildern vor allem die Vegetationskarte mit 5m und das DHM mit 25m) verwendet wurden, ergaben sich zum einen technische Auflösungsprobleme bei der Verschneidung dieser Datensätze, die jedoch mit Hilfe von GIS-Funktionalitäten und entsprechend programmierten Filtern ausgeräumt werden konnten (vgl. E und Abb. 27).

Die zweite Problematik betrifft eher den inhaltlichen Skalenbegriff. Es kann zum einen festgestellt werden, daß sich der Vegetationsverband als gut geeignete hierarchische Stufe erweist, die einerseits pflanzensoziologisch genügend differenziert, andererseits jedoch für die statistischen Analysen und die Modellierung auch hinreichend aggregiert ist. Da die für die statistische Analyse und die Modellierung verwendete Vegetationskarte auf räumlich extrem hochauflösenden Luftbildern basiert, werden zum anderen in ihr auch kleinste Vegetationsflächen mit einer Ausdehnung von unter 25m erfaßt. Demgegenüber wird das reale Relief, besonders seine Meso- bis Mikrostrukturen, durch die Verwendung eines 25m aufgelösten DHMs stark generalisiert und dementsprechend nur unzureichend erfaßt (vgl. Abb. 42). In diesem Fall bedeutet eine unterschiedliche räumliche Auflösung auch einen unterschiedlich skalierten Informationsgehalt zwischen Vegetation und Relief, der zu einigen Schwierigkeiten und Ungenauigkeiten in den verwendeten statistischen Analyseverfahren und Modellergebnissen führt. Für die Analysen wurde jedes Vegetationspixel mit den zugehörigen Werten der Reliefparameter attributiert. Da jedoch aufgrund der Generalisierung real vorkommende Feinstrukturen im Relief, wie z.B. kleine Mulden, an die bestimmte Vegetationstypen (z.B. Schneetälchenvegetation) gebunden sind, nicht exakt oder gar nicht wiedergegeben werden, erfolgt ein Fehler bei der Attributzuweisung. Dieser Fehler geht in die statistischen Maße und Modelle ein und ergibt veränderte, von der Realität abweichende Habitateigenschaften wieder. Somit werden die statistischen Maße durch die Integration dieser "Ausreißer" aufgrund von Skalenunterschieden verfälscht (vgl. z.B. Abb. 48). Die skalenbedingten Ungenauigkeiten unterliegen zudem noch der Fehlerfortpflanzung, indem von den primären Reliefparametern Ableitungen erfolgen und sekundäre Parameter abgeleitet werden (vgl. auch MICHAELSEN et al. 1994, S. 684).

Die Skalenproblematik verursacht letztendlich eine Absenkung der Korrelationskoeffizienten bei Kontingenztafeln oder Hauptkomponenten-Eigenmatrizen. Auch bei der Reliefklassifikation werden die Folgen des gröber aufgelösten DHMs sichtbar: indem durch das 25m-Raster Intermediär- oder sogar Scheitelbereiche ausgewiesen werden, wo in der Realität in mikro(B)- skaliger Betrachtung kleinste Depressionen vorliegen, in denen entsprechende Vegetationsverbände zu finden sind, erscheinen die Verfahren der Reliefklassifikation als wenig geeignet, um Vegetationshabitate zu indizieren.

Schließlich zeigen sich auch bei der Modellbildung vor allem für die kleinflächigen, in ihrer räumlichen Verteilung komplexen Vegetationsverbände mäßige bis extreme Fehler, die zu einem

Großteil auf den Skalensprung zwischen Vegetation und Relief zurückzuführen sind. Vor allem kleinere Rinnen sowie alpine Mulden und Kuppen in enger räumlicher Verzahnung können nur unzureichend simuliert werden, wodurch beispielsweise die Verbreitungssimulation der Schneetälchenvegetation und Krummseggenrasen große Diskrepanzen zur Realität aufweist.

Ausblick

Die Ergebnisse der Zusammhanganalyse sind bislang nur auf den betrachteten Skalen gültig. Es ist jedoch anzunehmen, daß sie bedingt auch auf andere Skalen übertragbar sind. Es wäre daher in Zukunft zu prüfen, inwieweit die analysierten Zusammenhänge zwischen Vegetation und Relief sowie die verwendeten Modelle auch auf andere räumliche Skalen übertragbar sind bzw. ob ökologisch begründbare Skalensprünge identifizierbar sind.

Es bleibt dabei zu überprüfen, inwieweit sich die Korrelationen der statistischen Maße, die Zuweisung von Reliefobjekten aus Reliefklassifikationsverfahren sowie die Genauigkeit der räumlichen Simulationen verbessert, indem ein höher aufgelöstes DHM eingesetzt wird (z.B. ebenfalls mit 5m Auflösung).

Schließlich würde eine auch im pflanzensoziologischen Sinne verbesserte Auflösung beispielsweise auf Assoziations-Niveau dementsprechend eine geeignete räumliche Auflösung und Skala der Umweltfaktoren verlangen, wie z.B. ETTEN (1998, S. 198) formuliert: „Defining more vegetation units also requires the predictor variables be mapped at a finer resolution (S. 196)“. Dieser Anforderung wird die Befliegung des Untersuchungsraumes mit der HRSC-Kamera Rechnung tragen, so daß in naher Zukunft hochauflösende digitale Höhenmodelle zur Verfügung stehen werden, mit deren Hilfe der Skalenfrage in vegetationsökologischen Hochgebirgsstudien weiter nachgegangen werden kann.

G Literatur, Karten und Internet-Quellen

G1 Literatur

Abele, G. (1994): Felsgleitungen im Hochgebirge und ihr Gefahrenpotential. In: Geographische Rundschau, **46**, S. 414-421.

Ahnert, F. (1970): An Approach Towards a Descriptive Classification of Slopes. In: Zeitschrift für Geomorphologie - Supplement Band, **9**, Berlin, S. 71-84.

Ahnert, F. (1996): Einführung in die Geomorphologie. Stuttgart.

Allen, R. B., A. E. Hewitt et al. (1995): Predicting Land Use Suitability from Vegetation and Landform in depleted Semiarid Grassland, New Zealand. In: Landscape and Urban Planning, **32**, S. 31-42.

Allen, T. F. H. und T. W. Hoekstra (1990): The Confusion between Scale-Defined Levels and Conventional Levels of Organization in Ecology. In: Journal of Vegetation Science, **1**, S. 5-12.

Anchisi, E. (1997): Seltene Blumen des Wallis. Martigny, 192 S..

Andrefouet, S. und L. Roux (1998): Characterization of Ecotones using Membership Degrees Computed with a Fuzzy Classifier. In: International Journal of Remote Sensing, **19**(16), S. 3205-3211.

Andrle, R. (1994): The Angle Measure Technique: A new Method for Characterizing the Complexity of Geomorphic Lines. In: Mathematical Geology, **26**(1), S. 83-97.

Andrle, R. (1996): The West Coast of Britain: Statistical Self-Similarity vs. Characteristic Scales in the Landscape. In: Earth Surface Processes and Landforms, **21**, S. 955-962.

Argialas, D. P. (1995): Towards Structured-Knowledge Models for Landform Representation. In: Zeitschrift für Geomorphologie - Supplement Band, **101**, Berlin, S. 85-108.

Armand, A. D. (1992): Sharp and Gradual Mountain Timberlines as a Result of Species Interaction. In: A. J. Hansen und F. Castri (Eds.): Landscape Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows (Ecological Studies 92), Berlin et al., S. 360-378.

Arrell, K., P. Fisher et al. (unveröffentlicht): A Fuzzy K-means Classification of Elevation Derivatives to extract the Natural Landforms in Snowdonia, Wales.

Atkinson, P. M. und P. Lewis (2000): Geostatistical Classification for Remote Sensing: an Introduction. In: Computers & Geosciences, **26**, S. 361-371.

Aulitzky, H. (1961): Die Bodentemperaturverhältnisse einer zentralalpinen Hanglage beiderseits der Waldgrenze; I. Teil. In: Archiv f. Met., Geoph. u. Biokl., Serie B, **10**, S. 445-532.

Austin, M. P. (1985): Continuum Concept, Ordination Methods, and Niche Theory. In: Annual Reviews of Ecology and Systematics, **16**, S. 39-61.

Bachmann-Voegelin, F. (1984): Blatten im Lötschental. Die traditionelle Kulturlandschaft einer Berggemeinde. Bern, 584 S..

Baetzing, W. (1988): Die unbewältigte Gegenwart als Zerfall einer traditionsträchtigen Alpenregion: Sozio-Kulturelle und Ökonomische Probleme der Valle Stura di Demonte (Piemont) und Perspektiven für ihre Zukunftssicherung. In: Geographica Bernensia, **17**, Bern, 299 S..

Baetzing, W. (1991): Die Alpen. Entstehung und Gefährdung einer Europäischen Kulturlandschaft. München, 268 S..

Baetzing, W. (1993): Der sozioökonomische Strukturwandel des Alpenraumes im 20. Jahrhundert. Geographica Bernensia, **P 26**, Bern, 156 S..

Bahrenberg, G., E. Giese et al. (1990): Statistische Methoden in der Geographie - Teil1: Univariate und bivariate Statistik. Stuttgart, 233 S..

Bahrenberg, G., E. Giese et al. (1992): Statistische Methoden in der Geographie - Teil2: Multivariate Statistik. Stuttgart, 415 S..

Banko, G. (1997): Waldoptimierte Korrektur von geländebedingten Beleuchtungsunterschieden in Landsat-TM-Daten. In: Salzburger Geographische Materialien, **26**, S. 1-10.

Baral, D. J. und R. P. Gupta (1997): Integration of Satellite Sensor Data with DEM for the Study of Snow Cover Distribution and Depletion Pattern. In: International Journal of Remote Sensing, **18**(18), S. 3889-3894.

Barrio, G. d., B. Alvera et al. (1997): Response of High Mountain Landscape to Topographic Variables: Central Pyrenees. In: Landscape Ecology, **12**(2), S. 95-116.

Barrio, J. d., E. Luis-Calabuig et al. (1999): Vegetative Response of Arctostaphylos uva-ursi to Experimental Cutting and Burning. In: Plant Ecology, **145**(2), S. 191-195.

Barry, R. G. (1992): Mountain Weather and Climate. London, 313 S..

Barsch, D. (1969): Studien zur Geomorphogenese des Zentralen Berner Jura. In: Basler Beiträge zur Geographie, **9**, Basel, 221 S..

Barsch, D. und G. Stäblein (1978): EDV gerechter Symbolschlüssel für die Geomorphologische Detailaufnahme. In: Berliner Geographische Abhandlungen, **30**, Berlin, S. 63-78.

Bartel, A. (2000): Analysis of Landscape Pattern: towards a ´Top-down` Indicator for Evaluation of Landuse. In: Ecological Modelling, **130**, S. 87-94.

Baruth, B. (1998): Satellitendaten für den Natur- und Artenschutz. Beispiel Mecklenburger Seenplatte. In: Geographische Rundschau, **50**(2), S. 84-88.

Bastian, O. (2000): Landscape Classification in Saxony (Germany) - a Tool for Holistic Regional Planning. In: Landscape and Urban Planning, **50**(1-3), S. 145-155.

Bastian, O. und A. Bernhardt (1993): Anthropogenic Landscape Changes in Central-Europe and the Role of Bioindication. In: Landscape Ecology, **8**(2), S. 139-151.

Baumgartner, M. F. und G. M. Apfl (1998): Die Alpine Schneedecke: Modellierung von Schneeschmelzabfluß und Klimaszenarien mit Satellitendaten und GIS. In: Geographische Rundschau, **50**(2), S. 94-98.

Baumgartner, R. (1977): Hangneigung, Geomorphologie, Bodennutzung. Drei Aspekte der Landschaft zur Erfassung raumwirksamer Faktoren im Aletschgebiet. Diplomarbeit, Universität Bern.

Bearth, P. (1980): Erläuterungen zu Atlasblatt 71 (St. Niklaus) des "Geologischen Atlas der Schweiz 1:25.000". Zürich, 50 S..

Beat-Brändli, U. (1998): Die häufigsten Waldbäume der Schweiz. In: Berichte der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, **342**, Birmensdorf, 279 S..

Bellehumeur, C. und P. Legendre (1998): Multiscale Sources of Variation in Ecological Variables: Modeling Spatial Dispersion, Elaborating Sampling Designs. In: Landscape Ecology, **13**(1), S. 15-25.

Bellwald, I., H. Kalbermaten et al. (1998): Archivalien, Feldzeugen und mündliche Tradition. Präliminarien zur Siedlungsgeschichte eines Alpentales. Das Beispiel Lötschental/VS. In: W.

Meyer, F. a. d. Maur, W. Bellwald et al (Eds.): "Heidenhüttli". 25 Jahre archäologische Wüstungsforschung in der Schweiz, Basel, S. 328-363.

Beniston, M. (Ed.) (1994): Mountain Environments in Changing Climates. London, New York, 461 S..

Beven, K. (1978): The Hydrological Response of Headwater and Sideslope Areas. In: Hydrological Science Bulletin, **23**, S. 419-437.

Beven, K. und M. J. Kirkby (1979): A Physically Based, Variable Contributing Area Model of Basin Hydrology. In: Bulletin of Hydrologic Sciences, **24**, S. 43-69.

Bian, L. (1997): Multiscale Nature of Spatial Data in Scaling Up Environmental Models. In: D. A. Quattrochi und M. F. Goodchild (Eds.): Scale in Remote Sensing and GIS, Boca Raton, S. 13-26.

Binz, A. und C. Heitz (1990): Schul- und Exkursionsflora für die Schweiz mit Berücksichtigung der Grenzgebiete. Basel, 659 S..

Blaschke, T. und J. Petch (1999): Landscape Structure and Scale: Comparative Studies on some Landscape Indices in Germany and the UK. In: M. Maudsley und J. Marshall (Eds.): Heterogeneity in Landscape Ecology: Pattern and Scale, Bristol, S. 75-84.

Blaszczynski, J. S. (1997): Landform Characterization with Geographic Information Systems. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, **63**, S. 183-191.

Blennow, K. und P. Persson (1998): Modelling local-scale Frost Variations using mobile Temperature Measurements with a GIS. In: Agricultural and Forest Meteorology, **89**, S. 59-71.

Bloetzer, H. (1985): Der Kanton Lötschen. Langnau, 384 S..

Bock, M. (1999): Integration von Geo- und Fernerkundungsdaten zum Monitoring von Feucht- und Moorbiotopen am Beispiel der Eider-Treene-Sorge Niederung in Schleswig-Holstein. Diplomarbeit, Universität Bonn.

Böhm, H. (1966): Die Geländeklimatische Bedeutung des Bergschattens und der Exposition für das Gefüge der Natur- und Kulturlandschaft. In: Erdkunde, **20**(2), S. 81-93.

Böhm, H. (1969): Die Waldgrenze der Glocknergruppe. In: Sonderdruck aus Neue Forschungen im Umkreis der Glocknergruppe, Wissenschaftliche Alpenvereinshefte, **21,** S. 143-167.

Böhmer, H. J. (1994): Struktur und Dynamik des alpinen Krummseggenrasens im Spiegel der Mosaik-Zyklus-Theorie. In: Geoökodynamik, **15**(1), S. 89-103.

Böhner, J., R. Köthe et al. (1997): Weiterentwicklung der Automatischen Reliefanalyse auf der Basis von Digitalen Geländemodellen. In: Göttinger Geographische Abhandlungen, **100**, Göttingen, S. 3-21.

Bolduc, P., K. Lowell et al. (1999): Automated Estimation of Localized Forest Volume from Large-Scale Aerial Photographs and Ancillary Cartographic Information in a Boreal Forest. In: International Journal of Remote Sensing, **20**(18), S. 3611-3624.

Bolliger, J. (1967): Die Projektionen der Schweizerischen Plan- und Kartenwerke. Winterthur, 24 S..

Bolstad, P. V., W. Swank et al. (1998): Predicting Southern Appalachian Overstory Vegetation with Digital Terrain Data. In: Landscape Ecology, **13**(5), S. 271-283.

Börst, U. (in Vorbereitung): Nachhaltige Entwicklung im Hochgebirge: eine Systemanalyse von Nutzungsszennarien im Lötschental unter besonderer Berücksichtigung räumlicher, zeitlicher und struktureller Wirkungsgefüge. Universität Bonn.

Borter, M. (1990): 14. Drei-Länder-Wegebautagung in Brig. Exkursionsbericht Lötschental / VS. ETH/SIA, Brig, 13 S..

Bowers, M. A. und J. L. Dooley (1999): A Controlled, Hierarchical Study of Habitat Fragmentation: Responses at the Individual, Patch, and Landscape Scale. In: Landscape Ecology, **14**(4), S. 381-389.

Brabyn, L. (1997): Classification of Macro Landforms using GIS. In: ITC Journal, **1997-1**, S. 26-40.

Brändli, M. (1997): Modelle und Algorithmen für die Extraktion geomorphologischer und hydrologischer Objekte aus Digitalen Geländemodellen. In: Geo-Processing Reihe, **32**, Zürich, 176 S..

Braun, G. (1996): Vegetationsgeographische Untersuchungen im NW-Karakorum (Pakistan). Kartierung der aktuellen Vegetation und Rekonstruktion der potentiellen Waldverbreitung auf der Basis von Satellitendaten, Gelände- und Einstrahlungsmodellen. In: Bonner Geographische Abhandlungen, **93**, Bonn, 156 S..

Braun, G. (unveröffentlicht): Fernerkundungsgestützte Vegetationskartierung im Hochgebirge auf unterschiedlichen räumlichen Skalen.

Braun, G., J. Mutke et al. (im Druck): Biotope Pattern, Phytodiversity and Forestline in the Andes based on GIS and Remote Sensing Data. In: C. Körner und B. Messerli (Eds.): Whitebook on Global Mountain Biodiversity.

Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie - Grundzüge der Vegetationskunde. Wien, 778 S..

Breiman, L., J. Friedman et al. (1984): Classification and Regression Trees. Wadsworth, 358 S..

Bridge, S. R. J. und E. A. Johnson (2000): Geomorphic Principles of Terrain Organization and Vegetation Gradients. In: Journal of Vegetation Science, **11**, S. 57-70.

Broccard, A. (1998): Géomorphologie du Turtmanntal (Valais). Diplomarbeit, Universität Lausanne.

Brosofske, K. D., J. Chen et al. (1999): Vegetation Responses to Landscape Structure at Multiple Scales across a Northern Wisconsin, USA, Pine Barrens Landscape. In: Plant Ecology, **143**(2), S. 203-218.

Brown, D. G. (1994a): Comparison of Vegetation-Topography Relationships at the Alpine Treeline Ecotone. In: Physical Geography, **15**(2), S. 125-145.

Brown, D. G. (1994b): Predicting Vegetation Types at Treeline using Topography and Biophysical Disturbance Variables. In: Journal of Vegetation Science, **5**, S. 641-656.

Brown, D. G. (1998): Classification and Boundary Vagueness in Mapping Presettlement Forest Types. In: International Journal of Geographical Information Systems, **12**, S. 105-129.

Brown, D. G., D. P. Lusch et al. (1998): Supervised Classification of Types of Glaciated Landscapes using Digital Elevation Data. In: Geomorphology, **21**(3-4), S. 233-250.

Brzeziecki, B., F. Kienast et al. (1993): A simulated Map of the Potential Natural Forest Vegetation in Switzerland. In: Journal of Vegetation Science, **4**(4), S. 499-508.

Brzeziecki, B., F. Kienast et al. (1995): Modeling Potential Impacts of Climate-Change on the Spatial-Distribution of Zonal Forest Communities in Switzerland. In: Journal of Vegetation Science, **6**(2), S. 257-268.

Buchgraber, K. (1997): Auswirkungen der Grünlandextensivierung auf die Artenzusammensetzung und auf den Qualitätsertrag. In: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft BAL (Ed.):

2. Pflanzensoziologische Tagung "Pflanzengesellschaften im Alpenraum und ihre Bedeutung für die Bewirtschaftung", Irdning, S. 63-72.

Bundesamt für Statistik. (Ed.) (1992): Die Bodennutzung der Schweiz: Arealstatistik. Resultate nach Gemeinden. Bern.

Bundesamt für Landestopographie (1999): Schweizerisches Projektionssystem. Formeln für die Umrechnung von Landeskoordinaten in Geographische Koordinaten und umgekehrt. Wabern, 4 S..

Bundesamt für Umwelt Wald und Landschaft BUWAL (Ed.) (1997): Trockenwiesen und -weiden der Schweiz - TWW. Kartierhandbuch. Bern, 749 S..

Bunza, G. (1975): Klassifizierung Alpiner Massenbewegungen als Beitrag zur Wildbachkunde. In: Interpraevent Innsbruck, **2**, S. 9-24.

Burga, C. (1999): Vegetation Development on the Glacier Forefield Morteratsch (Switzerland). In: Applied Vegetation Science, **2**, S. 17-24.

Burga, C. A. und R. Perret (1998): Vegetation und Klima der Schweiz seit dem jüngeren Eiszeitalter. Thun, 805 S..

Bürgi, M. (1999): A Case Study of Forest Change in the Swiss Lowlands. In: Landscape Ecology, **14**, S. 567-575.

Burnett, M. R., P. V. August et al. (1998): The Influence of Geomorphological Heterogeneity on Biodiversity. A Patch-Scale Perspective. In: Conservation Biology, **12**(2), S. 363-370.

Burrough, P. A. (1986): Principles of Geographic Information Systems for Land Resources Assessment. Oxford, 193 S..

Burt, T. P. und D. P. Butcher (1985): Topographic Controls of Soil Moisture Distribution. In: Journal of Soil Science, **36**, S. 469-486.

Butler, D. R. und S. J. Walsh (1994): Site Characteristics of Debris Flows and Their Relationship to Alpine Treeline. In: Physical Geography, **15**(2), S. 181-199.

Cain, D. H., K. Riitters et al. (1997): A Multi-Scale Analysis of Landscape Statistics. In: Landscape Ecology, **12**(4), S. 199-212.

Campbell, J. B. (1981): Spatial Correlation Effects upon Accuracy of Supervised Classification of Landcover. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, **47**, S. 355-363.

Cao, C. und N. S.-N. Lam (1997): Understanding the Scale and Resolution Effects in Remote Sensing and GIS. In: D. A. Quattrochi und M. F. Goodchild (Eds.): Scale in Remote Sensing and GIS, Boca Raton, S. 57-72.

Carmel, Y. und R. Kadmon (1999): Effects of Grazing and Topography on long-term Vegetation Changes in a Mediterranean Ecosystem in Israel. In: Plant Ecology, **145**(2), S. 243-254.

Carpenter, G. A., S. Gopal et al. (1999): A Neural Network for Efficient Vegetation Mapping. In: Remote Sensing of the Environment, **70**, S. 326-338.

Cernusca, A., M. Bahn et al. (1998): ECOMONT: a Combined Approach of Field Measurements and Process-based Modelling for Assessing Effects of Land-use Changes in Mountain Landscapes. In: Ecological Modelling, **113**(1-3), S. 167-178.

Chavez, P. S., S. C. Sides et al. (1991): Comparison of three Different Methods to Merge Multiresolution and Multispectral Data: Landsat TM and SPOT Panchromatic. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, **57**(3), S. 295-303.

Chica-Olmo, M. und F. Abarca-Hernandez (2000): Computing Geostatistical Image Texture for Remotely Sensed Data Classification. In: Computers & Geosciences, **26**, S. 373-383.

Chytry, M. (1998): Potential Replacement Vegetation: An Approach to Vegetation Mapping of Cultural Landscapes. In: Applied Vegetation Science, **1**, S. 177-188.

Cleve, K. v., L. A. Viereck et al. (1996): State Factor Control of Soils and Forest Succession along the Tanana River in Interior Alaska, U.S.A. In: Arctic and Alpine Research, **28**(3), S. 388-400.

Colby, C. D. und P. L. Keating (1998): Land Cover Classification using Landsat TM Imagery in the Tropical Highlands: the Influence of Anisotropic Reflectance. In: International Journal of Remote Sensing, **19**(8), S. 1479-1500.

Colby, J. D. (1991): Topographic Normalization in Rugged Terrain. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, **57**(5), S. 531-537.

Conese, C., M. A. Gilbert et al. (1993): Topographic Normalization of TM Scenes through the Use of an Atmospheric Correction Method and Digital Terrain Models. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, **59**(12), S. 1745-1753.

Congalton, R. G. (1988): Using Spatial Autocorrelation Analysis to Explore the Errors in Maps Generated from Remotely Sensed Data. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, **54**, S. 587-592.

Cortijo, F. J. und N. P. de la Blanca (1998): Improving Classical Contextual Classifications. In: International Journal of Remote Sensing, **19**(8), S. 1591-1613.

Coughlan, J. C. und S. W. Running (1997): Regional Ecosystem Simulation: A General Model for Simulating Snow Accumulation and Melt in Mountainous Terrain. In: Landscape Ecology, **12**(3), S. 119-136.

Cressie, N. A. C. (1993): Statistics for Spatial Data. New York, 900 S..

Dai, X. und S. Khorram (1998): A Hierarchical Methodology Framework for Multisource Data Fusion in Vegetation Classification. In: International Journal of Remote Sensing, **19**(18), S. 3697-3701.

Dackombe, R. V. und V. Gardiner (1983): Geomorphological Field Manual. London, 254 S..

Dale, M. R. T. (1999): Spatial Pattern Analysis in Plant Ecology. Cambridge, 326 S..

Daly, C. (1984): Snow Distribution Patterns in the Alpine Krummholz Zone. In: Progress in Physical Geography, **8**(2), S. 157-176.

Darvishsefat, A. A. (1995): Einsatz und Fusion von Multisensoralen Satellitenbilddaten zur Erfassung von Waldinventuren. In: Remote Sensing Series, **24**, Zürich, 147 S..

Davidson, A. und F. Csillag (2001): The Influence of Vegetation Index and Spatial Resolution on a two-date Remote Sensing-derived Relation to C4 Species Coverage. In: Remote Sensing of Environment, **75**(1), S. 138-151.

Davis, F. W. und S. Goetz (1990): Modelling Vegetation Pattern using Digital Terrain Data. In: Landscape Ecology, **4**(1), S. 69-80.

Dees, M. (1996): Regressions- und Kleingebietsschätzung bei forstlichen Großrauminventaren unter Nutzung von Forsteinrichtungs- und Satellitendaten. In: Mitteilungen der Abteilung für forstliche Biometrie, **96-1**, Freiburg im Breisgau, 201 S..

Delarze, R., Y. Gonseth et al. (1999): Lebensräume der Schweiz. Ökologie - Gefährdung - Kennarten. Thun, 413 S..

Deppe, F. (1998): Forest Area Estimation using Sample Surveys and Landsat MSS and TM data. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, **64**(4), S. 285-292.

Deschwanden-Steiner, P. v. (1995): Alpine Vegetation in Abhängigkeit von Sonneneinstrahlung, Neigung und Höhe über Meer. Diplomarbeit, Universität Bern.

Diemer, C. (1999): Verfahrensdokumentation zur Durchführung des Multiquellen-Inventurverfahrens im Rahmen der Landeswaldinventur NRW (1999). Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/ Landesamt für Agrarordnung NRW (LÖBF), 23 S..

Diemer, C., I. Lucaschewski et al. (2000): Integration of Terrestrial Forest Sample Plot Data, Map Information and Satellite Data. An Operational Multisource-inventory Concept. Sophia Antipolis, France, SEE GréCA, S. 143-149.

Dierschke, H. (1984): Natürlichkeitsgrade von Pflanzengemeinschaften unter besonderer Berücksichtigung der Vegetation Mitteleuropas. In: Phytocoenologia, **12**, S. 173-184.

Dietl, W. (1997): Auswirkungen von Bewirtschaftungsformen auf die pflanzliche Zusammensetzung von Wiesen. In: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft BAL (Ed.): 2. Pflanzensoziologische Tagung "Pflanzengesellschaften im Alpenraum und ihre Bedeutung für die Bewirtschaftung", Irdning, S. 91-96.

Dietl, W. und H. Guyer (1974): Pflanzenstandort und Eignungskarten für die Futterbauliche Nutzungsplanung. In: MSL, **6,** S..

Dikau, R. (1988): Entwurf einer geomorphographisch-analytischen Systematik von Reliefeinheiten. In: Heidelberger Geographische Bausteine, **5**, Heidelberg, 45 S..

Dikau, R. (1992): Aspects of Constructing a Digital Geomorphological Base Map. In: Geologisches Jahrbuch, **122**, Hannover, S. 357-370.

Dikau, R., E. Braab et al. (1995): Morphometric Landform Analysis of New Mexiko. In: Zeitschrift für Geomorphologie - Supplement Band, **101**, Berlin, S. 109-126.

Dikau, R. und J. Schmidt (1999): Georeliefklassifikation. In: R. Schneider-Sliwa, D. Schaub und G. Gerold (Eds.): Angewandte Landschaftsökologie, Berlin, S. 217-244.

Dirnbock, T. und G. Grabherr (2000): GIS Assessment of Vegetation and Hydrological Change in a High Mountain Catchment of the Northern Limestone Alps. In: Mountain Research and Development, **20**(2), S. 172-179.

Efron, B. und R. Tibshirani (1991): Statistical Data Analysis in the Computer Age. In: Science, **253**, S. 390-395.

Eggenberg (1995): Ein Biologischer Vergleich von Waldgrenzen in den nördlichen und inneren und südlichen Schweizer Alpen. In: Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft in Bern, **52**, Bern, S. 97-126.

Eidgenössissches Institut für Schnee- und Lawinenforschung, SLF (Ed.) (2000): Der Lawinenwinter 1999 - Ereignisanalyse. Davos, 588 S..

Eilers, J. (2000): Geomorphologie und Flächenbilanzierungen im Lötschental. Diplomarbeit, Universität Bonn.

Ellenberg, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Stuttgart, 1096 S..

Ellenberg, H. und F. Klötzli (1972): Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. In: Mitteilungen Schweizerische Anstalt für das forstliche Versuchswesen, **48**(4), Birmensdorf, S. 589-930.

Ellenberg, H., H. E. Weber et al. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Göttingen, 258 S..

Ender, M. und S. Grabner (1997): Vegetation von gemähten Bergwiesen und deren Sukzession nach Auflassung der Mahd im Tannberg-Gebiet (Vorarlberg, Österreich). In: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft BAL (Ed.): 2. Pflanzensoziologische Tagung "Pflanzengesellschaften im Alpenraum und ihre Bedeutung für die Bewirtschaftung", Irdning, S. 117-122.

Endlicher, W. und H. Goßmann (Eds.) (1986): Fernerkundung und Raumanalyse. Karlsruhe, 145 S..

ERDAS Inc. (1997): ERDAS Field Guide. Atlanta, 656 S..

Erschbamer, B. (1999): Grazing Impacts in Alpine Environments (Exclosure Experiments). In: European Scientific Foundation - Alpnet News, **1**, 26 S..

Ette, O. (Ed.) (1999): Alexander von Humboldt: Reise in die Äquinoktialgegenden des Neuen Kontinents. Frankfurt a.M., 701 S..

Etten, E. J. v. (1998): Mapping Vegetation in an Arid, Mountainous Region of Western Australia. In: Applied Vegetation Science, **1**, S. 189-200.

Evans, I. (1972): General Geomorphometry, Derivatives of Altitude, and Descriptive Statistics. In: R. J. Chorley (Ed.): Spatial Analysis in Geomorphology, London, S. 17-90.

Evans, I. und N. J. Cox (Eds.) (1999): Relations between Land Surface Properties: Altitude, Slope, Curvature. Process Modelling and Landform Evolution: Lecture Notes on Earth Sciences. Heidelberg, 305 S..

Evans, S. G. und J. J. Clague (1994): Recent Climatic Change and Catastrophic Geomorphic Processes in Mountain Environments. In: Geomorphology, **10**, S. 107-128.

Ferrari, C. und G. Rossi (1995): Relationships between Plant Communities and late Snow Melting on Mount Prado (Northern Apennines, Italy). In: Vegetatio, **120**, S. 49-58.

Fielding, A. H. und J. F. Bell (1997): A Review of Methods for the Assessment of Prediction Errors in Conservation Presence/Absence Models. In: Environmental Conservation, **24**(1), S. 38-49.

Fischer, F. (1980): Verjüngungszustand und Jungwaldaufbau im Gebirgswald - Einige Beispiele aus dem Lötschental. In: Beihefte zu den Zeitschriften des Schweizer Forstvereins, **67**, Zürich, 57 S..

Fischer, H. S. (1990): Simulating the Distribution of Plant Communities in an alpine Landscape. In: Coenoses, **5**(1), S. 37-43.

Fischer, K. (1984): Erläuterungen zur Geomorphologischen Karte 1:25.000 der Bundesrepublik Deutschland. GMK25, Blatt 16, 8443 Königssee.Berlin.

Fischlin, A. und D. Gyalistras (1997): Assessing Impacts of Climatic Change on Forests in the Alps. In: Global Ecology and Biogeography Letters, **6**(1), S. 19-37.

Fliri, F. (1975): Mensch und Naturkatastrophen in den Alpen. In: Interpraevent Innsbruck, **2**, S. 37-49.

Florinsky, I. V. (1998): Combined Analysis of Digital Terrain Models and Remotely Sensed Data in Landscape Investigations. In: Progress in Physical Geography, **22**(1), S. 33-60.

Florinsky, I. V. und G. A. Kuryakova (1996): Influence of Topography on some Vegetation Cover Properties. In: Catena, **27**(2), S. 123-141.

Florinsky, I. V. und G. A. Kuryakova (2000): Determination of Grid Size for Digital Terrain Modelling in Landscape Investigations - exemplifed by Soil Moisture Distribution at a Micro-Scale. In: International Journal of Geographical Information Science, **14**(8), S. 815-832.

Foody, G. M. (2000): Estimation of Sub-pixel Land Cover Composition in the Presence of Untrained Classes. In: Computers & Geosciences, **26**, S. 469-478.

Franklin, J. (1995): Predictive Vegetation Mapping: Geographic Modelling of Biospatial Patterns in Relation to Environmental Gradients. In: Progress in Physical Geography, **19**(4), S. 474-499.

Franklin, J. (1998): Predicting the Distribution of Shrub Species in Southern California from Climate and Terrain-derived Variables. In: Journal of Vegetation Science, **9**(5), S. 733-748.

Franklin, J. und C. E. Woodcock (1997): Multiscale Vegetation Data for the Mountains of Southern California: Spatial and Categorical Resolution. In: D. A. Quattrochi und M. F. Goodchild (Eds.): Scale in Remote Sensing and GIS, Boca Raton, S. 141-168.

Franklin, S. E. und P. T. Giles (1995): Radiometric Processing of Aerial and Satellite Remote-Sensing Imagery. In: Computers & Geosciences, **21**(3), S. 413-423.

Franklin, S. E., R. J.Hall et al. (2000): Incorporating Texture into Classification of Forest Species Composition from Airborne Multispectral Images. In: International Journal of Remote Sensing, **21**(1), S. 61-79.

Franz, H. (1979): Ökologie der Hochgebirge. Stuttgart, 488 S..

Friedrich, K. (1996): Digitale Reliefgliederungsverfahren zur Ableitung bodenkundlich relevanter Flächeneinheiten. In: Frankfurter Geowissenschaftliche Arbeiten, **21**, Frankfurt, 213 S..

Frohn, R. C. (1998): Remote Sensing for Landscape Ecology - New Metric Indicators for Monitoring, Modeling, and Assessment of Ecosystems. Boca Raton, 99 S..

Früh, J. (1938): Geographie der Schweiz. Die Einzellandschaften der Schweiz. St. Gallen, 720 S..

Frutiger, H. (1988): Schweizerische Lawinengefahrenkarte. In: Interpraevent Linz, **3**, S. 135-143.

Gahegan, M. und M. Ehlers (2000): A Framework for the Modelling of Uncertainty between Remote Sensing and Geographic Informaton Systems. In: ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, **55**, S. 176-188.

Galland, P., Y. Gonseth et al. (1990): Typologie der Lebensräume der Schweiz. Basel, 25 S..

Gallaun, H., M. Schardt et al. (1998): Biotopkartierung im alpinen Raum mit Methoden der Fernerkundung. Joanneum Research, Institut für Digitale Bildverarbeitung, Graz, 64 S..

Geiger, R. (1961): Das Klima der bodennahen Luftschicht. Braunschweig, 646 S..

Giles, P. T. (1998): Geomorphological Signatures: Classification of Aggregated Slope Unit Objects from Digital Elevation and Remote Sensing Data. In: Earth Surface Processes and Landforms, **23**(7), S. 581-594.

Giles, P. T. und S. E. Franklin (1998): An Automated Approach to the Classification of the Slope Units Using Digital Data. In: Geomorphology, **21**(3-4), S. 251-264.

Goodchild, M. F. (1994): Integrating GIS and Remote-Sensing for Vegetation Analysis and Modeling - Methodological Issues. In: Journal of Vegetation Science, **5**(5), S. 615-626.

Goodchild, M. F. und D. A. Quattrochi (1997): Introduction: Scale, Multiscaling, Remote Sensing, and GIS. In: D. A. Quattrochi und M. F. Goodchild (Eds.): Scale in Remote Sensing and GIS, Boca Raton, S. 1-12.

Gottfried, M., H. Pauli et al. (1998): Prediction of Vegetation Patterns at the Limits of Plant Life: A New View of the Alpine-Nival Ecotone. In: Arctic and Alpine Research, **30**(3), S. 207-221.

Grabherr, G., G. Koch et al. (1997): Naturnähe Österreichischer Wälder. In: Sonderdruck zur Österreischischen Forstzeitung, **1/97**, Wien, 39 S..

Grabherr, G., G. Koch et al. (1998): Hemerobie Österreichischer Waldöko-Systeme. In: Veröffentlichungen des Österreichischen MaB-Programms, **17**, Brosch, 493 S..

Green, D. R. und S. Hartley (2000): Integrating Photointerpretation and GIS for Vegetation Mapping: Some Issues of Error. In: R. Alexander und A. C. Millington (Eds.): Vegetation Mapping. From Patch to Planet, Chichester, S. 103-134.

Green, F. H. W. (1983): Soil Temperature and the Tree Line: a Note. In: Scottish Geographical Magazine, **99**, S. 44-47.

Green, R. H. (1979): Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists. Chichester, 272 S..

Griffith, J. A., E. A. Martinko et al. (2000): Landscape Structure Analysis of Kansas at three Scales. In: Landscape and Urban Planning, **52**, S. 54-61.

Guisan, A., J. P. Theurillat et al. (1998): Predicting the Potential Distribution of Plant Species in an Alpine Environment. In: Journal of Vegetation Science, **9**(1), S. 65-74.

Guisan, A. und N. E. Zimmermann (2000): Predictive Habitat Distribution Models in Ecology. In: Ecological Modelling, **135**, S. 147-186.

Güls, I. (unveröffentlicht): Integration von Satellitendaten verschiedener räumlicher Auflösung: IRS-1C LISS 3 und PAN.

Gustafson, E. J. (1998): Quantifying Landscape Spatial Pattern: What is the State of the Art? In: Ecosystems, **1**(2), S. 143-156.

Guth, P. L. (1995): Slope and Aspect Calculations on Gridded Digital Elevation Models: Examples from a Geomorphometric Toolbox for Personal Computers. In: Zeitschrift für Geomorphologie - Supplement Band, **101**, Berlin, S. 31-52.

Gwinner, M. P. (1971): Geologie der Alpen. Stratigraphie. Paläogeographie. Tektonik. Stuttgart. 477 S..

Haberäcker, P. (1991): Digitale Bildverarbeitung: Grundlagen und Anwendungen. München, 404 S..

Haeberli, W. und F. Naef (1988): Murgänge im Hochgebirge. In: Die Alpen, **64**, S. 331-343.

Haefner, H. (1963): Vegetation und Wirtschaft der oberen subalpinen und alpinen Stufe im Luftbild, dargestellt am Beispiel des Dischmatales und weiteren Teilen der Landschaft Davos, Schweiz. In: Landeskundliche Luftbildauswertungim mitteleuropäischen Raum, **6**, Bad Godesberg, 110 S..

Haefner, H. und F. Hugentobler (1985): Assessment and Monitoring of Abandoned Agricultural Land in the Swiss Alps - Methods and Examples. In: Remote Sensing Series, **9**, 21 S..

Härdtle, W. (1990): Potentielle Natürliche Vegetation: Überlegungen zum Theoretischen Konzept und zur Methode der Kartierung. In: Dissertation, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 86 S..

Hargis, C. D., J. A. Bissonette et al. (1998): The Behavior of Landscape Metrics commonly used in the Study of Habitat Fragmentation. In: Landscape Ecology, **13**(3), S. 167-186.

Hauff, C. (2001): Waldveränderungen im Lötschental (Wallis) von 1884 bis 2000. Examensarbeit, Universität Bonn.

Hegg, O., C. Beguin et al. (1993): Atlas schutzwürdiger Vegetationstypen der Schweiz. Bern, 160 S..

Hendersson, A. R. (1992): Assessing Test Accuracy and its Clinical Consequences: A Primer for Reiceiver Operating Characteristic Curve Analysis. In: Annals of Clinical Biochemistry, **30**, S. 521-539.

Herbst, M. (in Vorbereitung): Regionalisierung geomorphometrischer und pedologischer Strukturen für eine skalenabhängige Simulation der Wasserflüsse. Dissertation, Universität Bonn.

Hess, E. (1942): Die Natürliche Waldgrenze im Kanton Wallis. In: Bulletin Murithienne, **59**, Bern.

Hess, H. E., E. Landolt et al. (1967): Flora der Schweiz und angrenzender Gebiete. Basel, 858 S..

Hildebrandt, G. (1996): Fernerkundung und Luftbildmessung. Heidelberg, S. 282-393/482-515.

Hill, R. A. (1999): Image Segmentation for Humid Tropical Forest Classification in Landsat TM Data. In: International Journal of Remote Sensing, **20**(5), S. 1039-1044.

Hlauschek, H. (1983): Der Bau der Alpen und seine Probleme. Stuttgart. 193 S..

Hofgaard, A. (1997): Inter-Relationships between Treeline Position, Species Diversity, Land Use and Climate Change in the Central Scandes Mountains of Norway. In: Global Ecology and Biogeography Letters, **6**(6), S. 419-429.

Holopainen, M. und G. X. Wang (1998a): Accuracy of Digitized Aerial Photographs for Assessing Forest Habitats at Plot Level. In: Scandinavian Journal of Forest Research, **13**(4), S. 499-508.

Holopainen, M. und G. X. Wang (1998b): The Calibration of Digitized Aerial Photographs for Forest Stratification. In: International Journal of Remote Sensing, **19**(4), S. 677-696.

Holtmeier, F.-K. (1985): Die klimatische Waldgrenze - Linie oder Übergangsraum (Ökoton). In: Erdkunde, **39**(4), S. 271-285.

Holtmeier, F.-K. (2000): Die Höhengrenze der Gebirgswälder. In: Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie, **8**, Münster, S. 337.

Hormann, K. (1980): Versuche der Bestimmung klimatischer Grenzen der Vegetationstypen in Nepal. In: Arbeiten a.d. Geogr. Inst. d. Univ. d. Saarlandes, **29**, Saarbrücken, S. 191-211.

Hormann, K. (1986): Berechnete Niederschlagskarten der Himalayaländer. In: Göttinger Geogr. Abhandlungen, **81**, Göttingen, S. 167-183.

Horssen, P. W. v., P. P. Schot et al. (1999): A GIS-based Plant Prediction Model for Wetland Ecosystems. In: Landscape Ecology, **14**(3), S. 253-265.

Hsü, K. J. und U. Breigel (1991): Geologie der Schweiz: Ein Lehrbuch für den Einstieg und eine Auseinandersetzung für Experten. Bern.

Hügi, T., H. Ledermann et al. (1988): Geologischer Atlas der Schweiz 1:25000. Blatt 1268 Lötschental: Erläuterungen.Bern.

Humboldt, A. v. (1807): Ideen zu einer Geographie der Pflanzen nebst einem Naturgemälde der Tropenländer. Tübingen.

Huttenlocher, F. (1923): Sonnen- und Schattenlage. Ihr Klima und ihr Einfluß in den Alpen sowie im Schwaben- und Frankenland. Oehringen, 61 S..

Iaquinta, J. und A. Fouilloux (1998): Influence of the Heterogeneity and Topography of Vegetated Land Surfaces for Remote Sensing Applications. In: International Journal of Remote Sensing, **19**(9), S. 1711-1723.

Imhof, E. (1900): Die Waldgrenze in der Schweiz. In: Gerlands Beitr. Geophys, **4**, Leipzig.

Irvin, B. J., S. J. Ventura et al. (1997): Fuzzy and isodata classification of landform elements from Digital Terrain Data in Pleasant Valley, Wisconsin. In: Geoderma, **77**, S. 137-154.

Itten, K., P. Meyer et al. (1992): Correction of the Impact of Topography and Atmosphere on Landsat-TM Forest Mapping of Alpine Regions. In: Remote Sensing Series, **18,** 48 S..

Iverson, L. R., M. E. Dale et al. (1997): A GIS-derived Integrated Moisture Index to Predict Forest Composition and Productivity of Ohio Forests (USA). In: Landscape Ecology, **12**(5), S. 331-348.

Iverson, L. R., A. Prasad et al. (1999): Modeling Potential Future Individual Tree-Species Distributions in the Eastern United States under a Climate Change Scenario: a Case Study with Pinus Virginiana. In: Ecological Modelling, **115**(1), S. 77-93.

Jaeger, J. A. G. (2000): Landscape Division, Splitting Index, and Effective Mesh Size: New Measures of Landscape Fragmentation. In: Landscape Ecology, **15**(2), S. 115-130.

Jansa, J. (1998): A Global Topograhpic Normalisation Algorithm for Satellite Images. In: International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing, **32**(7), S. 8-15.

Jensen, J. R. (2000): Remote Sensing of the Environment - An Earth Resource Perspective. Upper Saddle River, 544 S..

Jensen, R. und M. Köhl (1993): Sampling Design and Data Analysis of the Second Swiss National Forest Inventory. Ilvesalo Symposium on National Forest Inventories, Finnish Forest Research Institute, University of Helsinki, Gummerus Kirjapaino Oy, S. 61-69.

Jenson, S. K. und J. O. Dominigue (1988): Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information Systems. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, **54**(11), S. 1593-1600.

Jones, K. H. (1998): A comparison of algorithms used to compute hill slope as a property of the DEM. In: Computers & Geosciences, **24**(4), S. 315-323.

Julen, S. (1988): Erneute Nutzung von Brachland im Kanton Wallis - Brachlandsituation und Handlungsmöglichkeiten. Dissertation, Universität Zürich, 233 S..

Kalliola, R. und K. Syrjänen (1991): To What Extent are Vegetation Types Visible in Satellite Imagery? In: Annales Botanici Fennici, **28**, S. 45-57.

Kamada, M. und T. Okabe (1998): Vegetation Mapping with the Aid of Low-Altitude Aerial Photography. In: Applied Vegetation Science, **1**, S. 211-218.

Kanellopoulos, I. und G. G. Wilkinson (1997): Strategies and Best Practice for Neural Network Image Classification. In: International Journal of Remote Sensing, **18**(4), S. 711-725.

Kang, S., S. Kim et al. (2000): Predicting spatial and temporal patterns of soil temperature based on topography, surface cover and air temperature. In: Forest Ecology and Management, **136**(1-3), S. 173-184.

Kartikeayn, B., A. Sarkar et al. (1998): A Segmentation Approach to Classification of Remote Sensing Imagery. In: International Journal of Remote Sensing, **19**(9), S. 1695-1709.

Kellenberger, T. W. (1996): Erfassung der Waldfläche in der Schweiz mit multispektralen Satellitenbilddaten - Grundlagen, Methodenentwicklung und Anwendung -. In: Remote Sensing Series, **28**, Zürich, 284 S..

Keller, M. (1987): Ausaperungskartierung mit Landsat-MSS Daten zur Erfassung Ökologischer Einflussgrößen im Gebirge. In: Remote Sensing Series, **10**, 111 S..

Kenward, T., D. P. Lettenmaier et al. (2000): Effects of Digital Elevation Model Accuracy on Hydrologic Predictions. In: Remote Sensing of Environment, **74**(3), S. 432-444.

Kienast, F. (1982): Jahrringanalytische Untersuchungen in Immissionsgefährdeten Waldschadengebieten des Walliser Rhônetales. In: Geographica Helvetica, **3**, S. 143-148.

Kienast, F., B. Brzeziecki et al. (1995): Simulierte Auswirkungen von postulierten Klimaveränderungen auf die Waldvegetation im Alpenraum. In: Angewandte Landschaftsökologie, **4**, S. 83-101.

Kienast, F., O. Wildi et al. (1998): Potential Impacts of Climate Change on Species Richness in Mountain Forests - An Ecological Risk Assessment. In: Biological Conservation, **83**(3), S. 291-305.

Kienholz, H. (1977): Kombinierte Geomorphologische Gefahrenkarte 1:10.000 von Grindelwald. In: Geographica Bernensia, **64**, Bern, 204 S..

Kienholz, H. (1981): Zur Methodologie der Beurteilung von Naturgefahren. In: Geomethodica, **6**, S. 25-46.

Kindt, S. (1999): Vegetationsdynamik auf den Moränenflächen des Grossen Aletschgletschers - Erste Ergebnisse aus der Neuaufnahme alter Dauerflächen. AK Hochgebirgsökologie - Jahrestreffen 3. bis 6. Juni 1999 - Landschaftsdegradation und Umweltbelastungen im Hochgebirge, Bern, Geographisches Institut, Universität Bern.

Kirkby, M. (1995): Modelling the Link between Vegetation and Landforms. In: Geomorphology, **13**, S. 319-335.

Klinger, L. F. (1996): Coupling of Soils and Vegetation in Peatland Succession. In: Arctic and Alpine Research, **28**(3), S. 380-387.

Kluender, R. A., L. C. Thompson et al. (1993): A Conceptual Model for Predicting Soil Temperatures. In: Soil Science, **156**, S. 10-19.

Klug-Pümpel, B. (1982): Effects of Microrelief on Species Distribution and Phytomass Variations in a Caricetum Curvulae Stand. In: Vegetatio, **48**(3), S. 249-254.

Koch, G. und G. Grabherr (1998): Wie natürlich ist der Wald in Österreich? Klassifikation nach Hemerobiestufen. In: Bericht der Reinh.-Tüxen-Ges., **10**, Hannover, S. 43-59.

KODAK (1992): Aerial Data: Kodak Aerochrome Infrared Film 2443 (Estar Base). In: Kodak Publication, **69**, Rochester, 10 S..

Körner, C. (1998): A Re-assessment of High Elevation Treeline Positions and their Explanation. In: Oecologia, **115**, S. 445-459.

Köthe, R., E. Gehrt et al. (1996): Automatische Reliefanalyse für Geowissenschaftliche Kartierungen - derzeitiger Stand und Weiterentwicklungen des Programms SARA. In: Arbeitshefte Geologie, **1**, Göttingen, S. 31-37.

Köthe, R. und F. Lehmeier (1993): SARA - Ein System zur Automatischen Relief-Analyse. In: STANDORT - Zeitschrift für Angewandte Geographie, **4**, S. 11-21.

Köthe, R. und F. Lehmeier (1996a): SARA - System zur Automatischen Relief-Analyse - Morphographie. Handbuch Version 1.6.

Köthe, R. und F. Lehmeier (1996b): SARA - System zur Automatischen Relief-Analyse - Morphometrie. Handbuch Version 1.6.

Kowarik, I. (1988): Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. Theoretische Konzepte und ein Quantifizierungsansatz am Beispiel von Berlin (West). In: Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, **56**, Berlin, S. 1-280.

Krauchi, N. und F. Kienast (1993): Modeling sub-alpine Forest Dynamics as Influenced by a Changing Environment. In: Water Air and Soil Pollution, **68**(1-2), S. 185-197.

Kudo, G. K. (1991): Effects of Snow-Free Period on the Phenology of Alpine Plants inhabiting Snow Patches. In: Arctic, Antarctic and Alpine Research, **23**, S. 436-443.

Kugler, H. (1974): Das Georelief und seine kartographische Modellierung. Dissertation, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 514 S..

Kühnen, A. und M. Meurer (1993): Landnutzungs- und Vegetationskartierung mit Hilfe Satellitengestützter Fernerkundung im Südtiroler Martell-Tal. In: Geoökodynamik, **14**(4), S. 213-224.

Kumar, A. S., B. Kartikeyan et al. (2000): Band Sharpening of IRS-multispectral Imagery by Cubic Spline Wavelets. In: International Journal of Remote Sensing, **21**(3), S. 581-594.

Kumler, M. P. (1994): An Intensive Comparison of Triangulated Irregulat Networks (TINs) and Digital Elevation Models (DEMs). In: Cartographica, **31**(2), S. 99.

Kuntze, H., G. Roeschmann et al. (1988): Bodenkunde. Stuttgart, 568 S..

Laasasenaho, J. und M. Leo-Waite (1993): Combining Field sample Plot, Strip Survey, and Digital Remote Sensing Data in Forest Inventory. Ilvesalo Symposium on National Forest Inventories, Finnish Forest Research Institute, University of Helsinki, Gummerus Kirjapaino Oy, S. 246-254.

Labhart, T. P. (1998): Geologie der Schweiz. Thun, 211 S..

Landesforstverwaltung NRW (1996): Testlauf zur Landeswaldinventur - Konzeption, Verfahrenstest, Ergebnisse. In: Schriftenreihe der Landesforstverwaltung NRW, **5**, Düsseldorf, 149 S..

Landis, J. R. und G. C. Koch (1977): The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. In: Biometrics, **33**, S. 159-174.

Landolt, E. (1992): Unsere Alpenflora. Stuttgart. 271 S..

Larcher, W. (1994): Ökophysiologie der Pflanzen: Leben, Leistung und Streßbewältigung der Pflanzen in ihrer Umwelt. Stuttgart, 394 S..

Lauber, K. und G. Wagner (1996): Flora Helvetica. Bern, 1614 S..

Lauer, W. (1991): Räumliche Veränderung des Pflanzenkleides der Erde durch Klimawandel. In: M. G. Huber (Ed.): Umweltkrise - eine Herausforderung an die Zukunft, Darmstadt, S. 85-110.

Lees, B. G. und K. Ritman (1991): Decision-Tree and Rule-Induction Approach to Integration of Remotely Sensed and GIS Data in Mapping Vegetation in Disturbed or Hilly Environments. In: Environmental Management, **15**(6), S. 823-831.

Lehmkuhl, F. (1989): Geomorphologische Höhenstufen in den Alpen unter besonderer Berücksichtigung des nivalen Formenschatzes. In: Göttinger Geographische Abhandlungen, **130**, Göttingen, S. 151-172.

Leibundgut, H. (1938): Wald- und Wirtschaftsstudien im Lötschental. Eidgenössische Technische Hochschule, Zürich, 150 S..

Leibundgut, H. (1986): Unsere Gebirgswälder: Natur - Zustand - Bewirtschaftung. Bern.

Lenzin, H. (1995): Vegetationsveränderungen durch Nutzungsaufgabe und ihre ästhetischen Konsequenzen. Vegetationskundliche Untersuchungen in einer verbrachenden Borstgraswiese in der obersubalpinen Stufe der Tessiner Alpen. In: Geobotanica Helvetica, **71**, Basel, 143 S..

Leser, H. (1981): Das sechste "Basler geometrische Colloqium" Naturgefahren und Geoökologische Forschung in Hochgebirgen. In: Geomethodica, **6**S. 5-24.

Leser, H. (1982): Legendenentwicklung und Arbeitsvorschrift für die GMK 25. In: Berliner Geographische Abhandlungen, **35**, Berlin, S. 31-42.

Leser, H. (1991): Landschaftsökologie. Stuttgart, 620 S..

Leser, H. (1997): Geoökologische Aspekte der Boden-Pflanze-Beziehung. In: Physiogeographica, Basler Beiträge zur Physiogeographie, **25**, Basel, S. 1-11.

Leser, H., H.-D. Haas et al. (1991): DIERCKE-Wörterbuch der Allgemeinen Geographie. Braunschweig, 422 S..

Lexikonredaktion, M. (Ed.) (1987): Meyers Kleines Lexikon. Meteorologie. Mannheim, Wien, Zürich, 496 S..

Li, W.-H., R. Weeks et al. (1998): Multiple Scattering in the Remote Sensing of Natural Surfaces. In: International Journal of Remote Sensing, **19**(9), S. 1725-1740.

Lillesand, T. M. und R. W. Kiefer (1987): Remote Sensing and Image Interpretation. New York, 721 S..

Lobo, A., K. Moloney et al. (1998a): Fine-scale Mapping of a Grassland from Digitized Aerial Photography: an Approach using Image Segmentation and Discriminant Analysis. In: International Journal of Remote Sensing, **19**(1), S. 65-84.

Lobo, A., K. Moloney et al. (1998b): Analysis of Fine-scale Spatial Pattern of a Grassland from Remotely-Sensed Imagery and Field Collected Data. In: Landscape Ecology, **13**(2), S. 111-131.

Löffler, E. (1985): Geographie und Fernerkundung: Eine Einführung in die Geographische Interpretation von Luftbildern und modernen Fernerkundungsdaten. Stuttgart, 244 S..

Mannan, B., J. Roy et al. (1998): Fuzzy ARTMAP Supervised Classification of Multi-Spectral Remotely-Sensed Images. In: International Journal of Remote Sensing, **19**(4), S. 767-774.

Mather, P. (1999): Computer Processing of Remotely Sensed Images: an Introduction. Chichester, 257 S..

Mathsoft Inc. (Ed.) (1999): SPLUS 2000 - Guide to Statistics. Seattle, 638 S..

Meer, F. v. d. (1999): Iterative Spectral Unmixing. In: International Journal of Remote Sensing, **20**(17), S. 3431-3436.

Menz, G. (1998): Landschaftsmaße und Fernerkunudung - neue Instrumente für die Umweltforschung. In: Geographische Rundschau, **50**(2), S. 106-112.

Messerli, P. (1986): Modelle und Methoden zur Analyse der Mensch- Umwelt-Beziehungen im alpinen Lebens- und Erholungsraum. Erkenntnisse und Folgerungen aus dem Schweizerischen MAB-Programm 1979-1985. In: Schlussberichte zum Schweizer MAB-Programm, **25**, Davos, S. 172.

Messerli, P. (1989): Mensch und Natur im alpinen Lebensraum - Risiken, Chancen, Perspektiven. Zentrale Erkenntnisse aus dem schweizerischen MAB-Programm. Stuttgart, 368 S..

Messerli, P. und J.-D. Ives (Eds) (1997): Mountains of the World. A global Priority. New York, 494 S..

Meyer-Grass, M. und M. Schneebeli (1992): Die Abhängigkeit der Waldlawinen von Standorts-, Bestandes- und Schneeverhältnissen. In: Interpraevent Bern, **2**, S. 443-454.

Michaelsen, J., D. S. Schimel et al. (1994): Regression Tree Analysis of Satellite and Terrain Data to Guide Vegetation Sampling and Surveys. In: Journal of Vegetation Science, **5**(5), S. 673-686.

Miehe, G. und S. Miehe (2000): Comparative High Mountain Research on the Treeline Ecotone under Human Impact. In: Erdkunde, **54**(1), S. 34-50.

Miller, J. N., R. P. Brooks et al. (1997): Effects of Landscape Patterns on Biotic Communities. In: Landscape Ecology, **12**(3), S. 137-153.

Millington, A. C. und R. W. Alexander (2000): Vegetation Mapping in the Last Three Decades of the Twentieth Century. In: R. Alexander und A. C. Millington (Eds.): Vegetation Mapping. From Patch to Planet, Chichester, S. 321-331.

Millington, A. C. und S. Jehangir (2000): Mapping Vegetation in Complex, Mountainous Terrain. In: R. Alexander und A. C. Millington (Eds.): Vegetation Mapping. From Patch to Planet, Chichester, S. 209-234.

Möbus, G. (1997): Geologie der Alpen. Köln, 340 S..

Monsured, R. A. und R. Leemans (1992): Comparing Global Vegetation Maps with the Kappa Statistic. In: Ecological Modelling, **62**, S. 275-293.

Monteith, J. L. (1972): Solar Radiation and Productivity in Tropical Ecosystems. In: Journal of Applied Ecology, **9**, S. 747-766.

Moore, D. M., B. G. Lees et al. (1991a): A New Method for Predicting Vegetation Distributions using Decision Tree Analysis in a Geographic Information System. In: Environmental Management, **15**(1), S. 59-71.

Moore, I. D., R. B. Grayson et al. (1991b): Digital Terrain modelling: A Review of Hydrological, Geomorphological, and Biological Applications. In: Hydrologic Process, **5**, S. 3-30.

Moravec, J. (1998): Reconstructed Natural versus Potential Natural Vegetation in Vegetation Mapping. In: Applied Vegetation Science, **1**, S. 173-176.

Mosimann, T. (1985): Untersuchungen zur Funktion subarktischer und alpiner Geoökosysteme - Finnmark (Norwegen) und Schweizer Alpen. Basel, 488 S..

Motzkin, G., P. Wilson et al. (1999): Vegetation Patterns in Heterogeneous Landscapes: The Importance of History and Environment. In: Journal of Vegetation Science, **10**, S. 903-920.

Mucina, L., G. Grabherr et al. (Eds.) (1993a): Die Pflanzengesellschaften Österreichs- Teil I: Anthropogene Vegetation. Jena et al., 353 S..

Mucina, L., G. Grabherr et al. (Eds.) (1993b): Die Pflanzengesellschaften Österreichs- Teil II: Natürliche waldfreie Vegetation. Jena et al., 523 S..

Mucina, L., G. Grabherr et al. (Eds.) (1993c): Die Pflanzengesellschaften Österreichs- Teil III: Wälder und Gebüsche. Jena et al., 353 S..

Mückenhausen, E. (1993): Die Bodenkunde und ihre Geologischen, Geomorphologischen, Mineralogischen und Petrologischen Grundlagen. Frankfurt/Main, 579 S..

Nichols, W. F., K. T. Killingbeck et al. (1998): The Influence of Geomorphological Heterogeneity on Biodiversity. A Landscape Perspective. In: Conservation Biology, **12**(2), S. 371-377.

Nilsen, L., T. Brossard et al. (1999): Mapping Plant Communities in a local Arctic Landscape Applying a Scanned Infrared Aerial Photograph in a Geographical Information System. In: International Journal of Remote Sensing, **20**(2), S. 463-480.

Nüsser, M. und U. Schickhoff (1996): Traditionelle Methoden der Vegetationsgeographie im Wandel: Potentiale und Limitierungen der Digitalen Verarbeitung Vegetationsbezogener Datensätze. In: Die Erde, **127**, S. 93-112.

Oberdorfer, E. (1994): Exkursionflora Süddeutschlands. Stuttgart. 476 S..

Odeh, I. O. A., A. B. McBratney et al. (1994): Spatial Prediction of Soil Properties from Landform Attributes Derived from a Digital Elevation Model. In: Geoderma, **63**, S. 197-214.

Oester, B. (1991): Erfassen der Waldschaden-Entwicklung anhand von grossmassstäblichen Infrarot-Luftbildern. In: Remote Sensing Series, **19**, Zürich, 163 S..

Otake, K. (1980): Snow Survey by Aerial Photographs. In: Geojournal, **4**, S. 367-369.

Ott, A. (1970): Die Mechanisierung des Futterbaus in Hanglagen. In: Schriftenreihe der FAT Tänikon, Tänikon.

Ott, E., M. Frehner et al. (1997): Gebirgsnadelwälder: Ein praxisorientierter Leitfaden für eine standortgerechte Waldbehandlung. Bern, 287 S..

Otto, J.-C. (2001): Das Geomorphologische System des Turtmanntals. Formen, Substrat, Prozesse. Diplomarbeit, Universität Bonn.

Ouaidrari, H. und E. F. Vermote (1999): Operational Atmospheric Correction of Landsat TM data. In: Remote Sensing of the Environment, **70**, S. 4-15.

Ozenda, P. (1988): Die Vegetation der Alpen im Europäischen Gebirgsraum. Stuttgart, 353 S..

Paffen, K. H., W. Pillewizer et al. (1956): Forschungen im Hunza Karakorum. In: Erdkunde, **10**(1), S. 1-33.

Pan, D., G. Domon et al. (2001): Spatial Pattern of Coniferous and Deciduous Forest Patches in an Eastern North America Agricultural Landscape: the Influence of Land-use and Physical Attributes. In: Landscape Ecology, **16**, S. 99-110.

Parlow, E. (1986): Landschaftsökologische Inhalte von Landsat-TM Aufnahmen. In: W. Endlicher und H. Goßmann (Eds.): Fernerkundung und Raumanalyse: Klimatologische und landschaftsökologische Auswertung von Fernerkundungsdaten, Karlsruhe, S. 129-145.

Parlow, E. (1991): Einstrahlungskorrekturen - eine Anwendung für Digitale Geländemodelle in der Satellitenfernerkundung. In: Freiburger Geographische Hefte, **34**, Freiburg, S. 111-118.

Patzelt, G. (1996): Modellstudie Ötztal - Landschaftgeschichte im Hochgebirgsraum. In: Mitteilungen der Österreichischen Geographischen Gesellschaft, **138**, Wien, S. 53-70.

Paulsen, J., U. M. Weber et al. (2000): Tree Growth near Treeline: Abrupt or Gradual Reduction with Altitude? In: Arctic, Antarctic and Alpine Research, **32**(1), S. 14-20.

Pears, N. (1985): Basic Biogeography. London, New York, 436 S..

Pfadenhauer, J. (1993): Vegetationsökologie - ein Skriptum. Eching, 285 S..

Pfeffer, G. (2000): Untersuchungen zu Permafrostverbreitung mit Geophysikalischen Methoden im Turtmanntal/Wallis. Diplomarbeit, Universität Bonn.

Pfister, F. (1988): Verlust der Schutzfähigkeit des Bergwaldes und Wirksamkeit von Gegenmaßnahmen. In: Österreichische Gesellschaft für Natur- und Umweltschutz (Ed.): Schutzwald und Erosion, Wien, S. 27 - 43.

Pickup, G. und V. H. Chewings (1996): Correlations between DEM-Derived Topographic Indices and Remotely-Sensed Vegetation Cover in Rangelands. In: Earth Surface Processes and Landforms, **21**(6), S. 517-529.

Pinder, J. E., G. C. Kroh et al. (1997): The Relationships between Vegetation Type and Topography in Lassen Volcanic National Park. In: Plant Ecology, **131**(1), S. 17-29.

Plummer, S. E. (2000): Perspectives on Combining Ecological Process Models and Remotely Sensed Data. In: Ecological Modelling, **129**, S. 169-186.

Poso, S. (1993): Forest classification based on sampling and measurements. Ilvesalo Symposium on National Forest Inventories, Finnish Forest Research Institute, University of Helsinki, Gummerus Kirjapaino Oy, S. 255-259.

Pott, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. Stuttgart, 622 S..

Price, M. F. und D. I. Heywood (Eds.) (1994): Mountain Environments and Geographic Information Systems. London, 309 S..

Quattrochi, D. A. und M. F. Goodchild (Eds.) (1997): Scale in Remote Sensing and GIS. Boca Raton, 406 S..

Raafatnia, N. (1978): Untersuchung über die Optimierung des Querschnitts (Normalprofil) von Waldstrassen. Dissertation (unveröffentlicht), ETHZ.

Rami, M. (1997): Landschaftsmaße und Satellitenfernerkundung. Diplomarbeit, Universität Bonn.

Raper, J. F. und B. Kelk (1991): Three-Dimensional GIS. In: D. J. Maguire, M. F. Goodchild und D. W. Rhind (Eds.): Geographical Information Systems, London, S. 299-317.

Reed, R. A., R. K. Peet et al. (1993): Scale Dependence of Vegetation-Environment Correlations - a Case-Study of a North-Carolina Piedmont Woodland. In: Journal of Vegetation Science, **4**(3), S. 329-340.

Rees, W. G. (2000): The Accuracy of Digital Elevation Models Interpolated to Higher Resolutions. In: International Journal of Remote Sensing, **21**(1), S. 7-20.

Reisigl, H. und R. Keller (1994): Alpenpflanzen im Lebensraum. Alpine Rasen, Schutt- und Felsvegetation. Stuttgart, 148 S..

Reisigl, H. und R. Keller (1999): Lebensraum Bergwald. Alpenpflanzen in Bergwald, Baumgrenze und Zwergstrauchheide. Heidelberg, 147 S..

Reiter, K. und G. Grabherr (1997): Operationalisierung Theoretischer Konzepte der Stichprobenwahl. In: Bundesanstalt für alpenländische Landwirtschaft BAL (Ed.): 2. Pflanzensoziologische Tagung "Pflanzengesellschaften im Alpenraum und ihre Bedeutung für die Bewirtschaftung", Irdning, S. 15-22.

Richard, J.-L., B. Bressoud et al. (1993a): Carte de la Végétation de la Région Val de Réchy_sasseneire (Objet CPN 3.77, Alpes Valaisannes, Suisse). In: Bulletin Murithienne, **111**, S. 9-40.

Richards, J. A. (1993): Remote Sensing Digital Image Analysis. Berlin et al., 342 S.

Richter, M. (1994): Die Pflanzensukzession im Vorfeld des Tschierva-Gletschers/Oberengadin. In: Geoökodynamik, **15**(1), S. 55-88.

Richter, M. (1996): Klimatologische und Pflanzenmorphologische Vertikalgradienten im Hochgebirge. In: Erdkunde, **50**, S. 205-237.

Richter, M. (1997): Allgemeine Pflanzengeographie. Stuttgart, 256 S..

Richter, M. (1999): Merkmale der Artenvielfalt in Hochgebirgen: Der Einfluß von Luftströmungen und Hygrothermischen Vorgaben. In: Geographica Helvetica, **54**(H.4), S. 208-223.

Riera, J. L., J. T. Magnuson et al. (1998): Analysis of Large-Scale Spatial Heterogeneity in Vegetation Indices among North American Landscapes. In: Ecosystems, **1**(3), S. 268-282.

Ringler, A. (1978): Nutzungsspezifische Empfindlichkeitskarten in der Landschaftsplanung. In: Natur und Landschaft, **53**(3), S. 90 - 95.

Rodriguez-Yi, J. L., Y. E. Shimabukuro et al. (2000): Image Segmentation for Classification of Vegetation using NOAA AVHRR Data. In: International Journal of Remote Sensing, **21**(1), S. 167-172.

Roover, B. d., T. Zawila-Niedziecki et al. (1993): The Use of Integrated Ground and Remotely Sensed Data for Forest Monitoring of the Sudety Mountains. Ilvesalo Symposium on National Forest Inventories, Finnish Forest Research Institute, University of Helsinki, Gummerus Kirjapaino Oy, S. 239-245.

Ryan, P. J., N. J. McKenzie et al. (2000): Integrating Forest Soils Information Across Scales: Spatial Predicition of Soil Properties under Australian Forests. In: Forest Ecology and Management, **138**, S. 139-157.

Sandmeier, S. R. (1995): Abstract: A Physically-based Radiometric Correction Model - Correction of Atmospheric and Illumination Effects in Optical Satellite Data of Rugged Terrain. In: Remote Sensing Series, **26**, Zürich, S. 144.

Sansonnens, B. (1996): Approche Biogeographique. In: Y. Gonseth und G. Mulhauser (Eds.): Bioindication et Surface de Compensation Écologique, Bern, S. 20-36.

Saraf, A. K. (1999): IRS-1C-LISS-III and PAN Data Fusion: An Approach to Improve Remote Sensing Based Mapping Techniques. In: International Journal of Remote Sensing, **20**(10), S. 1929-1934.

Sartori, M. (1990): L´unité du Barrhorn (Zone Pennique, Valais, Suisse). Lausanne. 57 S..

Scheffer, F. und P. Schachtschabel (1976): Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart, 394 S..

Schiechtl, H. M. und R. Stern (1985): Die Aktuelle Vegetation der Hohen Tauern. Innsbruck, 64 S..

Schmidt, G. (1969): Vegetationsgeographie auf ökologisch-soziologischer Grundlage - Einführung und Probleme. Leibzig, 596 S..

Schmidt, J. (1996): Untersuchung zum Einfluß geomorphologischer Variabilität und Struktur auf den Niederschlag-Abfluß-Prozeß in kleinskaligen Einzugsgebieten. Diplomarbeit, Universität Heidelberg.

Schmidt, J., B. Merz et al. (1998): Morphological Structure and Hydrological Process Modelling. In: Supplement-Bd. Zeitschrift f. Geomorphologie, **112**, Berlin, S. 55-66.

Schmidt, U. (2001): Modellierung des kurzwelligen solaren Strahlungshaushalts im Hochgebirge auf der Basis von digitalen Geländemodellen und Satellitendaten am Beispiel des Hunza-Karakorum/Nordpakistan. Dissertation, Universität Bonn, 145 S..

Schneider, B. (1998): Geomorphologisch plausible Rekonstruktion der digitalen Repräsentation von Geländeoberflächen aus Höhenliniendaten. In: Geo-Processing Reihe, **35**, Zürich, 226 S..

Schönenberg, R. und J. Neugebauer (1994): Einführung in die Geologie Europas. Freiburg im Breisgau, 294 S..

Schroeder, F.-G. (1998): Lehrbuch der Pflanzengeographie. Wiesbaden, 457 S..

Schweinfurth, U. (1957): Die horizontale und vertikale Verbreitung der Vegetation im Himalaya. In: Bonner Geographische Abhandlungen, **20**, Bonn.

Schweingruber, F. H. (1972): Die subalpinen Zwergstrauchgesellschaften im Einzugsgebiet der Aare. Birmensdorf, S. 197-504.

Shimwell, D. W. (1971): The Description and Classification of Vegetation. London, 322 S..

Siegen, J. (1971): Lötschental - Ein Führer für Touristen. Lausanne, 82 S..

Smith, T. M., H. H. Shugart et al. (Eds.) (1997): Plant Functional Types: their Relevance to Ecosystem Properties and Global Change. IGBP Book Series. Cambridge, 369 S..

Stäblein, G. (1980): Die Konzeption der Geomorphologischen Karten GMK25 und GMK100 im DFG-Schwerpunktgrogramm. In: Berliner Geographische Abhandlungen, **31**, Berlin, S. 13-30.

Stahr, A. und T. Hartmann (1999): Landschaftsformen und Landschaftselemente im Hochgebirge. Berlin et al., 377 S..

Statistisches Amt des Kanton Wallis (Ed.) (1998): Das Wallis in Zahlen. Sion, 80 S..

Steiger, P. (1995): Die Wälder der Schweiz. Thun.

Stohlgren, T. J., M. B. Coughenour et al. (1997): Landscape Analysis of Plant Diversity. In: Landscape Ecology, **12**(3), S. 155-170.

Stoll-Berberich, F.-E. (2001): Nutzung und Nutzungsdynamik der Wasserressourcen im Lötschental. Examensarbeit, Universität Bonn.

Stoms, D. M. und W. W. Hargrove (2000): Potential NDVI as a Baseline for Monitoring Ecosystem Functioning. In: International Journal of Remote Sensing, **21**(2), S. 401-407.

Strahler, A. H. (1981): Stratification of Natural Vegetation for Forest and Rangeland Inventory using Landsat Digital Imagery and Collateral Data. In: International Journal of Remote Sensing, **2**, S. 15-41.

Summerfield, M. A. (1997): Global Geomorphology. Singapore, 537 S..

Sunar, F. und N. Musaoglu (1998): Merging Multiresolution SPOT P and Landsat TM Data: the Effects and Advantages. In: International Journal of Remote Sensing, **19**(2), S. 219-224.

Swain, P. H. und S. M. Davis (1978): Remote Sensing: The Quantitative Approach. New York, 476 S..

Swanson, F. J., T. K. Kratz et al. (1988): Landform Effects on Ecosystems, Patterns and Processes. In: Bioscience, **38**(2), S. 92-98.

Tait, A. B., D. K. Hall et al. (2000): Utilizing Multiple Datasets for Snow-Cover Mapping. In: Remote Sensing of the Environment, **72**, S. 111-126.

Tappeiner, U., E. Tasser et al. (1998): Modelling Vegetation Patterns using Natural and Anthropogenic Influence Factors: Preliminary Experience with a GIS based Model applied to an Alpine area. In: Ecological Modelling, **113**, S. 225-237.

Tarboton, D. G., R. L. Bras et al. (1991): On the Extraction of Channel Networks from Digital Elevation Data. In: Hydrological Processes, **5**, S. 81-100.

Tatenhove, F. v. und R. Dikau (1990): Past and Present Permafrost Distribution in the Turtmanntal. Wallis, Swiss Alps. In: Arctic and Alpine Research, **22**(3), S. 302-316.

Theurillat, J.-P. und A. Schlüssel (2000): Phenology and Distribution Strategy of Key Plant Species within the subalpine-alpine Ecocline in the Valaisan Alps (Switzerland). In: Phytocoenologia, **30**(3-4), S. 439-456.

Thompson, J. A., J. C. Bell et al. (2001): Digital Elevation Model Resolution: Effects on Terrain Attribute Calculation and Quantitative Soil-Landscape Modeling. In: Geoderma, **100**, S. 67-89.

Thorn, C. E. (1978): The Geomorphic Role of Snow. In: Annals of the Associations of American Geographers, **68**(3), S. 414 - 425.

Tivy, J. (1993): Biogeography - A Study of Plants in the Ecosphere. New York, 452 S..

Tomppo, E. (1993): Multi-source National Forest Inventory of Finland. Ilvesalo Symposium on National Forest Inventories, Finnish Forest Research Institute, University of Helsinki, Gummerus Kirjapaino Oy, S. 52-60.

Tomppo, E. und A. Pekkarinen (1996): Methodenerprobung der Finnischen Nationalen Multiquellen-Waldinventur in Nordrhein-Westfalen. In: Testlauf der Landeswaldinventur NRW - Konzeption, Verfahrenstest; Ergebnisse, **5**, Horn-Bad Meinberg, S. 52-61.

Townsend, P. A. (2000): A Quantitative Fuzzy Approach to Assess Mapped Vegetation Classifications for Ecological Applications. In: Remote Sensing of Environment, **72**(3), S. 253-267.

Treitz, P. und P. Howarth (2000): High Spatial Resolution Remote Sensing Data for Forest Ecosystems Classification: An Examination of Spatial Scale. In: Remote Sensing of the Environment, **72**, S. 268-289.

Troll, C. (1939): Das Pflanzenkleid des Nanga Parbat. In: Wissenschaftliche Veröffentlichung des Deutschen Museums für Länderkunde z. Leibzig, **7**, Leipzig.

Troll, C. (1955): Über das Wesen der Hochgebirgsnatur - Vortrag auf der Hauptversammlung des Deutschen Alpenvereins., Konstanz, S. 1-16.

Troll, C. (1973): The Upper Timberline in Different Climatic Zones. In: Arctic and Alpine Research, **5**(3) Pt. 2, S. 3-18.

Trotter, C. M. (1998): Characterising the Topographic Effect at Red Wavelength uisng Juvenile Conifer Canopies. In: International Journal of Remote Sensing, **19**(11), S. 2215-2221.

Tüxen, R. (1956): Die heutige Potentiell Natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. In: Angewandte Pflanzensoziologie, **13**, S. 5-43.

Vayssières, M. P., R. E. Plant et al. (2000): Classification Trees: An Alternative Non-Parametric Approach for Prediciting Species Distributions. In: Journal of Vegetation Science, **11**, S. 679-694.

Volz, R. (1984): Das Geländeklima und seine Bedeutung für den Landwirtschaftlichen Anbau. In: Geographica Bernensia, **15**, 189 S..

Wald, L., T. Ranchin et al. (1997): Fusion of Satellite Images of different Spatial Resolutions: Assessing the Quality of Resulting Images. In: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, **63**(6), S. 691-699.

Wallace, C. S. A., J. M. Watts et al. (2000): Characterizing the Spatial Structure of Vegetation Communities in the Mojave Desert using Geostatistical Techniques. In: Computers & Geosciences, **26**, S. 397-410.

Walsh, S. J., D. R. Butler et al. (1994): Influence of Snow Patterns and Snow Avalanches on the Alpine Treeline Ecotone. In: Journal of Vegetation Science, **5**(5), S. 657-672.

Walsh, S. J., D. R. Butler et al. (1998): An Overview of Scale, Pattern, Process Relationships in Geomorphology: a Remote Sensing and GIS Perspective. In: Geomorphology, **21**(3-4), S. 183-205.

Walsh, S. J., A. Moody et al. (1997): Scale Dependence of NDVI and its Relationship to Mountaineous Terrain. In: D. A. Quattrochi und M. F. Goodchild (Eds.): Scale in Remote Sensing and GIS, Boca Raton, S. 27-56.

Walter, H. (1968): Die Vegetation der Erde in Öko-physiologischer Betrachtung. Die gemäßigten und arktischen Zonen. Jena, 1001 S..

Walter, H. und S.-W. Breckle (1991): Ökologie der Erde - Spezielle Ökologie der Gemäßigten und Arktischen Zonen Euro-Nordasiens, Stuttgart, S. 94-125.

Walter, R. (1995): Geologie von Mitteleuropa. Stuttgart, 566 S..

Wang, X. und Z.-Y. Yin (1998): A Comparison of Drainage Networks Derived from Digital Elevation Models at two Scales. In: Journal of Hydrology, **210**, S. 221-241.

Wanner, H., D. Gyalistras et al. (2000): Klimawandel im Schweizer Alpenraum. Zürich, 285 S..

Watts, J. M. (1999): Rule-Based Vegetation Classification: The Integration of Predictive Modelling and Digital Image Processing. Geocomputation, Fredericksburg, Conference Proceedings.

Weberbauer, A. (1922): Die Vegetationskarte der Peruanischen Anden zwischen 5° und 17°S. In: Petermanns Geographische Mitteilungen, Gotha.

Weibel, R. (1989): Konzepte und Experimente zur Automatisierung der Reliefgeneralisierung. Dissertation, Universität Zürich, 218 S..

Weibel, R. und M. Brändli (1995): Adaptive Methods for the Refinement of Digital Terrain Models for Geomorphometric Applications. In: Zeitschrift für Geomorphologie - Supplement Band, **101**, Berlin, S. 13-30.

Weiers, S. (1999): Monitoring of Changes in Biotope and Land Use Inventory in Denmark and Schleswig-Holstein by Means of Satellite Image Analysis and GIS Technology - MoBio. DFD-Umwelt und Geoinformation, Köln, 101 S..

Weischet, W. (1988): Einführung in die Allgemeine Klimatologie. Stuttgart, 275 S..

Weischet, W. und W. Endlicher (2000): Regionale Klimatologie. Teil 2: Die Alte Welt. Europa, Afrika, Asien. Stuttgart, 626 S..

Welpmann, M. (1997): Geomorphologie und Naturgefahren im Lötschental (Schweiz). Diplomarbeit, Universität Bonn.

Welpmann, M. (in Vorbereitung): Klima-Relief-Beziehungen: Bodentemperatur-Modellierung in einem Hochgebirgstal. Dissertation, Universität Bonn.

Werner, P. (1981): Almen. Bäuerliches Wirtschaftsleben in der Gebirgsregion. München, 220 S..

Werner, P. (1994): Natur im Wallis: Die Flora. Martigny, 259 S..

Whittaker, R. H. (1973): Approaches to Classifying Vegetation. In: R. H. Whittaker (Ed.): Ordination and Classification of Vegetation. Handbook of Vegetation Science, Den Haag, **5**, S. 323-354.

Wick, L. und W. Tinner (1997): Vegetation Changes and Timberline Fluctuations in the Central Alps as Indicators of Holocene Climatic Oscillations. In: Arctic and Alpine Research, **29**(4), S. 445-458.

Wilmanns, O. (1993): Ökologische Pflanzensoziologie: eine Einführung in die Vegetation Mitteleuropas. Heidelberg, 479 S..

Winiger, M. (1992): Gebirge und Hochgebirge. In: Geographische Rundschau, **44**(7 - 8), S. 400 - 407.

Wohlgemuth, T. (1993): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen der Schweiz (Welten und Sutter 1982) auf EDV. Die Artenzahlen und ihre Abhängigkeit von verschiedenen Faktoren. In: Botanica Helvetica, **103**, S. 55-71.

Wohlgemuth, T. (1996): Ein Floristischer Ansatz zur Biogeographischen Gliederung der Schweiz. In: Botanica Helvetica, **106**, S. 227-260.

Wohlgemuth, T. (1998): Modelling Floristic Species Richness on a Regional Scale: a Case Study in Switzerland. In: Biodiversity and Conservation, **7**, S. 159-177.

Wohlgemuth, T., M. Schutz et al. (1999): Computed Ecograms of Swiss Forests. In: Botanica Helvetica, **109**(2), S. 169-191.

Woodward, F. I. (1990): Climate and Plant Distribution. Cambridge, 174 S..

Wulder, M., K. O. Niemann et al. (2000): Local Maximum Filtering for the Extraction of Tree Locations and Basls Area from High Spatial Resolution Imagery. In: Remote Sensing of the Environment, **73**, S. 103-114.

Wulf, A. (2000): Die Eignung Landschaftsökologischer Bewertungskriterien für die raumbezogene Umweltplanung. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 506 S..

Wyatt, B. K. (2000): Vegetation mapping from Ground, Air and Space - Competitive or complementary Techniques? In: R. W. Alexander und A. C. Millington (Eds.): Vegetation Mapping, Chichester, S. 3-18.

Yang, X., M. C. J. Damen et al. (1999): Use of Thematic Mapper Imagery with a Geographic Information System for Geomorphologic Mapping in a large deltaic Lowland Environment. In: Int. J. Remote Sensing, **20**(4), S. 659-681.

Yee, T. W. und N. D. Mitchell (1991): Generalized Linear Models in Plant Ecology. In: Journal of Vegetation Science, **2**, S. 587-602.

Yool, S. R. (1998): Land Cover Classification in Rugged Areas using Simulated Moderate-Resolution Remote Sensor Data and an Artificial Neural Network. In: International Journal of Remote Sensing, **19**(1), S. 85-96.

Zenke, B. und H. Konetschny (1988): Lawinentätigkeit in zerfallenden Bergwäldern. In: Interpraevent, Graz, **5**, S. 213 - 227.

Zepp, H. und M. J. Müller (1999): Landschaftsökologische Erfassungsstandards. Ein Methodenbuch. In: Forschungen zur Deutschen Landeskunde, **244**, Flensburg, 535 S..

Zerbe, S. (1998): Potential Natural Vegetation: Validity and Applicability in Landscape Planning and Nature Conservation. In: Applied Vegetation Science, **1**, S. 165-172.

Zevenbergen, L. W. und C. R. THorne (1987): Quantitative Analysis of Land Surface Topography. In: Earth Surface Processes and Landforms, **12**, S. 47-56.

Zhang, J. und G. M. Foody (1998): A Fuzzy Classification of Sub-urban Land Cover from Remotely Sensed Imagery. In: International Journal of Remote Sensing, **19**(14), S. 2721-2738.

Zhang, Y. (1999): A New Merging Method and its Spectral and Spatial Effects. In: International Journal of Remote Sensing, **20**(10), S. 2003-2014.

Zimmermann, N. (1996): Ein klimasensitives, räumliches Vegetationsmodell für die alpine Stufe der Schweiz. Dissertation, Universität Bern, 99 S..

Zimmermann, N. und S. Eggenberg (1990): Écologie et Biogéographie Alpines: Comparison of Vegetation and Geomorphology: Problems and Approach. In: Rev. Valdôtaine Hist. Nat. Supplément., **48**, La Thuile, S. 357-365.

Zimmermann, N. E. und F. Kienast (1999): Predictive Mapping of Alpine Grasslands in Switzerland: Species versus Community Approach. In: Journal of Vegetation Science, **10**, S. 469-482.

Zoller, H. (1995): Vegetationskarte des Schweizerischen Nationalparks - Erläuterungen. In: Nationalpark-Forschung in der Schweiz, **85**, Zernez, 108 S..

G2 Karten

EJPD- Bundesamt für Raumplanung, Bundesamt für Landwirtschaft et al. (1980): Bodeneignungskarte der Schweiz. Grundlagen für die Raumplanung. 1:200.000.

Richard, J.-L., B. Bressoud et al. (1993b): Carte de la vegetation de la region Val de Réchy_sasseneire (Objet CPN 3.77, Alpes Valaisannes, Suisse).1: 10.000.

G3 Internet-Quellen und mündliche Mitteilungen

Botanik-CD der Schweiz: http://www.unibas.ch/botcd/dframe.html (letzter Zugriff 2001).

Blaschke, T. (2000): Structural diversity, GIS, Habitatmodellierung, Umweltmodellierung. http://www.geo.sbg.ac.at/staff/tblaschk/publication.htm (letzter Zugriff 2000).

Bundesamt für Landestopographie (1999): Verwendete Filme für die Schwarz-Weiß-Luftbilder der Landestopographie. Persönliche Mitteilung 8.12.99.

Bundesamt für Landestopographie (2001): Definition Wald. http://www.statistik.admin.ch/stat_ch/ber02/asch/katalog/dkb111r.htm (letzter Zugriff 2001).

Cheng, P., T. Toutin et al. (2000): Orthorectification and Data Fusion of Landsat 7 Data. http://www.pcigeomatics.com (letzter Zugriff 2000).

Itten, K. I., T. Kellenberger et al. (1995): Land Use Forestry Project LFI. http://www.wsl.ch/land/products/lfi/ (letzter Zugriff 1999).

Reeder, D. (1999): Topographic Correction of Satellite Images. http://www.dartmouth.edu/~dreeder (letzter Zugriff 1999).

Webflora der Schweiz: http://wsl.ch/land/products/webflora (letzter Zugriff 2001).

Wood, J. (1996): The Geomorphological Characterisation of Digital Elevation Models. http://www.geog.le.ac.uk/jwo/research/dem_char/thesis/index.html (letzter Zugriff 2000).

Zimmermann, N. (1999): toposcale.aml. http://www.wsl.ch/staff/niklaus.zimmermann/programs/aml.html#4 (letzter Zugriff 2001).

H Anhang

1. Arealstatistik (Vergleich von 1985 und 1997)

2. Ausgangslayer der Satellitenklassifikation

3. Erhebungsbogen für Artenlisten

4. Lage der Transekte für die Artenlisten

5. Exemplarische Artenlisten

6. Beschreibung der Verbände

7. Ausklappbare Übersichtstabellen a) aller Vegetationsverbände mit Hemerobiestufen

und b) aller Relief-Variablen mit Kürzeln

8. Zusammenfassende Statistik der Verteilungsmaße

9. Hauptkomponentenanalyse der Klassen 13, 17, 22, 29 und 39/40

10. Artenlisten lateinisch-deutsch

1. Arealstatistik

ID	Klasse	Gesamt Fläche 1985 [ha]	Gesamt Fläche 1997 [ha]	Gesamt Zu-/Abnahme (1997-1985) [ha]	Gesamt Zu-/Abnahme (1997-1985) [%]	Überhaupt Fläche 1985 [ha]	Überhaupt Fläche 1997 [ha]	Überhaupt Zu-/Abnahme (1997-1985) [ha]	Überhaupt Zu-/Abnahme (1997-1985) [%]	Ackerland Fläche 1985 [ha]	Ackerland Fläche 1997 [ha]	Ackerland Zu-/Abnahme (1997-1985) [ha]	Ackerland Zu-/Abnahme (1997-1985) [%]	Rebareal Fläche 1985 [ha]	Rebareal Fläche 1997 [ha]	Rebareal Zu-/Abnahme (1997-1985) [ha]	Rebareal Zu-/Abnahme (1997-1985) [%]	Turnonmat Fläche 1985 [ha]	Turnonmat Fläche 1997 [ha]	Turnonmat Zu-/Abnahme (1997-1985) [ha]	Turnonmat Zu-/Abnahme (1997-1985) [%]
9	Aufforstungen	0	0.25	0.3		0.00	0.00	0.19	0.19	0.0	0.00	0.06	0.06	0.0	0.00	0.0		0.00	0.00	0.00	0.0
10	Waldschadenflächen	0	1.63	1.6		0.00	0.00	1.13	1.13	0.0	0.00	0.50	0.50	0.0	0.00	0.0		0.00	0.00	0.00	0.0
11	Nomalwald	230.3	236.5	6.3		66.81	67.69	0.88	1.3	143.19	147.81	4.63	3.2	20.25	21.00	0.75	3.7	0.00	0.00	0.00	0.0
12	Aufgelassener Wald (auf unprod.Flaechen)	48.4	45.3	-3.1	-6.5	21.75	20.63	-1.13	-5.2	21.06	19.38	-1.69	-8.0	5.56	5.25	-0.31	-5.6	0.00	0.00	0.00	0.0
13	Aufgel. Wald (auf landw. Nutzflaechen)	10.6	11.0	0.4	4.1	2.19	2.81	0.63	28.6	5.75	5.63	-0.13	-2.2	2.63	2.56	-0.06	-2.4	0.00	0.00	0.00	0.0
14	Waldstreifen, Waldecken	11.2	10.9	-0.3	-2.2	3.19	3.19	0.00	0.0	7.13	6.63	-0.50	-7.0	0.88	1.13	0.26	28.6	0.00	0.00	0.00	0.0
15	Gebueschwald	15.4	17.1	1.6	10.5	11.81	12.69	0.88	7.4	2.63	2.69	0.06	2.4	1.00	1.69	0.69	68.8	0.00	0.00	0.00	0.0
16	Feldgehoelz, Strauchvegetation	39.6	42.4	2.8	7.0	23.31	25.06	1.75	7.5	14.44	16.25	1.81	12.5	0.75	0.75	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
17	Feldgehoelz, Hecken	31.0	29.8	-1.3	-4.0	24.31	23.50	-0.81	-3.3	14.25	13.50	-0.75	-5.3	1.69	1.50	-0.19	-11.1	0.00	0.00	0.00	0.0
18	Baumgruppen (auf landw. Nutzflaechen)	19.2	19.5	0.3	1.6	5.75	6.50	0.75	13.0	11.31	10.38	-0.94	-8.3	2.13	2.63	0.50	23.5	0.00	0.00	0.00	0.0
19	Uebrige Gehoelze	25.4	28.6	3.2	12.5	9.75	11.88	2.13	21.8	12.25	13.19	0.94	7.7	3.44	3.56	0.13	3.6	0.00	0.00	0.00	0.0
20	Besondere Siedlungsflaechen	0.0	0.0	0.0		0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
21	Industriegebaeude	0.8	0.9	0.1	7.7	0.00	0.00	0.00	0.0	0.81	0.88	0.06	7.7	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
22	-	0.0	0.0	0.0		0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
23	Bahnareal	0.0	0.1	0.1		0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.06	0.06	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
24	Gebaeude auf besonderen Siedlungsflaeche	0.0	0.1	0.1		0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.06	0.06	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
25	Einfam.- und Zweifamilienhäuser	0.6	0.8	0.2	29.4	0.25	0.31	0.06	25.0	0.00	0.06	0.06	200.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
26	Reihen- und Terrassenhäuser	0.0	0.0	0.0	75.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
27	Mehrfamilienhäuser	0.1	0.2	0.1	200.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.19	0.19	200.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
28	Landwirtschaftliche Gebaeude	0.4	0.4	0.0	0.13	0.19	0.06	50.0	0.13	0.13	0.13	0.00	0.0	0.19	0.13	-0.06	-33.3	0.00	0.00	0.00	0.0
29	Nicht spezifizierte Gebaeude	1.6	1.6	-0.1	-3.8	0.44	0.63	0.19	42.9	1.19	0.94	-0.25	-21.1	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
30	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
31	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
32	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
33	Strassen, Wege	7.9	8.5	0.6	7.9	2.06	2.06	0.00	0.0	4.75	5.56	0.81	17.1	1.06	0.88	-0.19	-17.6	0.00	0.00	0.00	0.0
34	Parkplätze	0.0	0.6	0.1	12.5	0.25	0.38	0.13	50.0	0.25	0.19	-0.06	-25.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
35	Flugplatzareale	0.6	0.6	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.31	0.31	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
36	Offene Bahnstrecken	0.6	0.6	0.0	1.1	0.06	0.06	0.00	0.0	0.50	0.56	0.06	12.5	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
37	Flugplätze	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
38	Graspisten, Flugplatzgruen	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
39	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
40	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
41	Industrieumschwung	1.6	1.6	0.1	4.0	0.06	0.13	0.06	100.0	1.50	1.50	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
42	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
43	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
45	Umschwung von Ein- und Zweifamilienhaus	1.0	1.0	0.0	2.0	0.06	0.06	0.00	0.0	0.06	0.06	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
46	Umschwung von Reihen- un Terrassenhäuse	0.0	0.0	0.0	90.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
47	Umschwung von Mehrfamilienhäusern	0.3	0.3	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.31	0.31	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
48	Umschwung von landw. Gebaeuden	0.1	0.6	0.4	350.0	0.00	0.19	0.19	0.0	0.13	0.13	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.23	0.25	0.0
49	Umschwung von nicht spez. Gebaeuden	2.8	2.3	-0.5	-18.2	0.81	0.88	0.06	7.7	1.88	1.25	-0.63	-33.3	0.06	0.13	0.06	100.0	0.00	0.13	0.06	100.0
50	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
51	Offene Sportanlagen	0.4	0.6	0.3	66.7	0.06	0.06	0.00	0.0	0.31	0.56	0.25	80.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
52	Schrebergaerten	0.0	0.1	0.1	100.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.13	0.13	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
53	Camping, Caravan	0.4	0.6	0.2	50.0	0.06	0.19	0.13	200.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
54	Sportplätze	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
55	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
56	Friedhöfe	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
57	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
58	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
59	Oeffentliche Parkanlagen	0.1	0.1	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.06	0.06	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
60	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
61	Uebrige Ver- und Entsorgungsanlagen	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
62	Energieversorgungsanlagen	0.1	0.1	0.1	100.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.06	0.06	100.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
63	Abwasserreinigungsanlagen	0.0	0.0	0.0	100.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
64	Deponien	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
65	Abbau	1.4	1.4	0.0	-0.5	-34.8	0.06	0.00	-0.06	-100.0	1.38	1.94	0.56	-40.6	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
66	Baustellen	0.6	0.4	-0.1	-22.2	0.06	0.19	0.13	200.0	0.50	0.25	-0.25	-50.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
67	Bahngruen	0.6	0.8	0.2	33.3	0.00	0.00	0.00	0.0	0.56	0.75	0.19	33.3	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
68	Strassengruen	0.9	1.3	0.3	33.3	0.13	0.25	0.13	100.0	0.81	1.00	0.19	23.1	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
69	Uferboeschungen	0.6	0.2	-0.4	-70.0	0.06	0.13	0.06	100.0	0.56	0.06	-0.50	-88.9	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
70	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
71	Rebanlagen	1.4	1.8	0.3	21.7	0.00	0.00	0.00	0.0	1.44	1.75	0.31	21.7	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
72	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
73	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
74	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
75	Obstanlagen	0.2	0.2	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.19	0.19	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
76	Geordnete Obstbaumbestaende	0.1	0.1	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.06	0.06	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
77	Rebanlagen	0.9	0.6	-0.3	-33.3	0.00	0.00	0.00	0.0	0.94	0.63	-0.31	-33.3	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
78	Gartenbauflaechen	0.0	0.1	0.1	100.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.06	0.06	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
79	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
80	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
81	Gueensiges Wies- und Ackerland	13.4	13.5	0.1	0.5	0.00	0.00	0.00	0.0	13.44	13.50	0.06	0.5	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
82	Uebriges Wies- und Ackerland	69.2	56.4	-12.8	-18.4	33.56	24.06	-9.50	-28.3	35.63	32.31	-3.31	-9.3	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.06	0.06	0.0
83	Reben	1.4	1.4	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	1.38	1.38	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
84	Verbuschte Wiesen und Heimweiden	0.0	0.6	0.6	-44.7	0.00	0.06	0.06	-0.63	0.25	0.44	0.19	75.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
85	Maiensaesse, Heualpen, Bergwiesen	4.0	12.4	7.6	160.5	2.25	10.19	7.94	352.8	0.56	0.38	-0.19	33.3	1.94	1.81	-0.13	-6.5	0.00	0.00	0.00	0.0
86	Verbuschte Abweiden	25.3	24.4	-0.9	-3.7	10.75	10.50	-0.25	-2.3	6.38	5.94	-0.44	-6.9	8.19	7.94	-0.25	-3.1	0.00	0.00	0.00	0.0
87	Schattäpen, Wildheupflanken	26.5	23.3	-3.3	-12.3	19.75	17.19	-2.56	-13.0	6.75	6.00	-0.75	-11.1	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
88	Gueensige Abweiden	133.4	123.2	-10.2	-7.6	55.81	49.88	-5.94	-10.6	30.56	28.25	-2.31	-7.6	47.00	45.06	-1.94	-4.1	0.00	0.00	0.00	0.0
89	Verstaemte Abweiden	46.9	43.8	-3.1	-6.7	16.50	14.25	-2.25	-13.6	11.94	11.69	-0.25	-2.1	18.50	17.88	-0.63	-3.4	0.00	0.00	0.00	0.0
90	Gletscher, Firn	103.1	103.1	0.0	0.0	100.88	100.88	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	2.25	2.25	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
91	Stehende Gewaesser	2.3	2.6	0.3	10.8	1.13	1.25	0.13	11.1	0.31	0.38	0.06	20.0	0.88	0.94	0.06	7.1	0.00	0.00	0.00	0.0
92	Fliessgewaesser	1.0	1.2	0.2	15.4	0.31	0.44	0.13	41.7	0.56	0.69	0.13	22.2	0.06	0.06	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
93	Hochstaudenveredbauungen	0.0	0.1	0.1	100.0	0.00	0.19	0.19	0.0	0.00	0.06	0.06	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
94	-	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
95	Nassstandorte	0.0	0.1	0.1	100.0	0.00	0.13	0.13	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
96	Ufervegetation	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
97	Unproduktive Gras- und Krautvegetation	178.4	181.3	2.9	1.6	80.00	83.13	3.13	3.9	49.81	49.63	-0.19	-0.4	46.63	46.56	-0.06	-0.1	0.00	0.00	0.00	0.0
98	Lawinenverbauungen	0.0	3.3	3.3	100.0	0.00	2.88	2.88	0.0	0.00	0.31	0.31	0.0	0.00	0.06	0.06	0.0	0.00	0.00	0.00	0.0
99	Fels, Sand, Geroell	535.3	524.3	-11.0	-2.1	309.94	302.69	-7.25	-2.3	82.44	79.69	-2.75	-3.3	142.94	141.94	-1.00	-0.7				

2. Ausgangslayer der Satellitenklassifikation

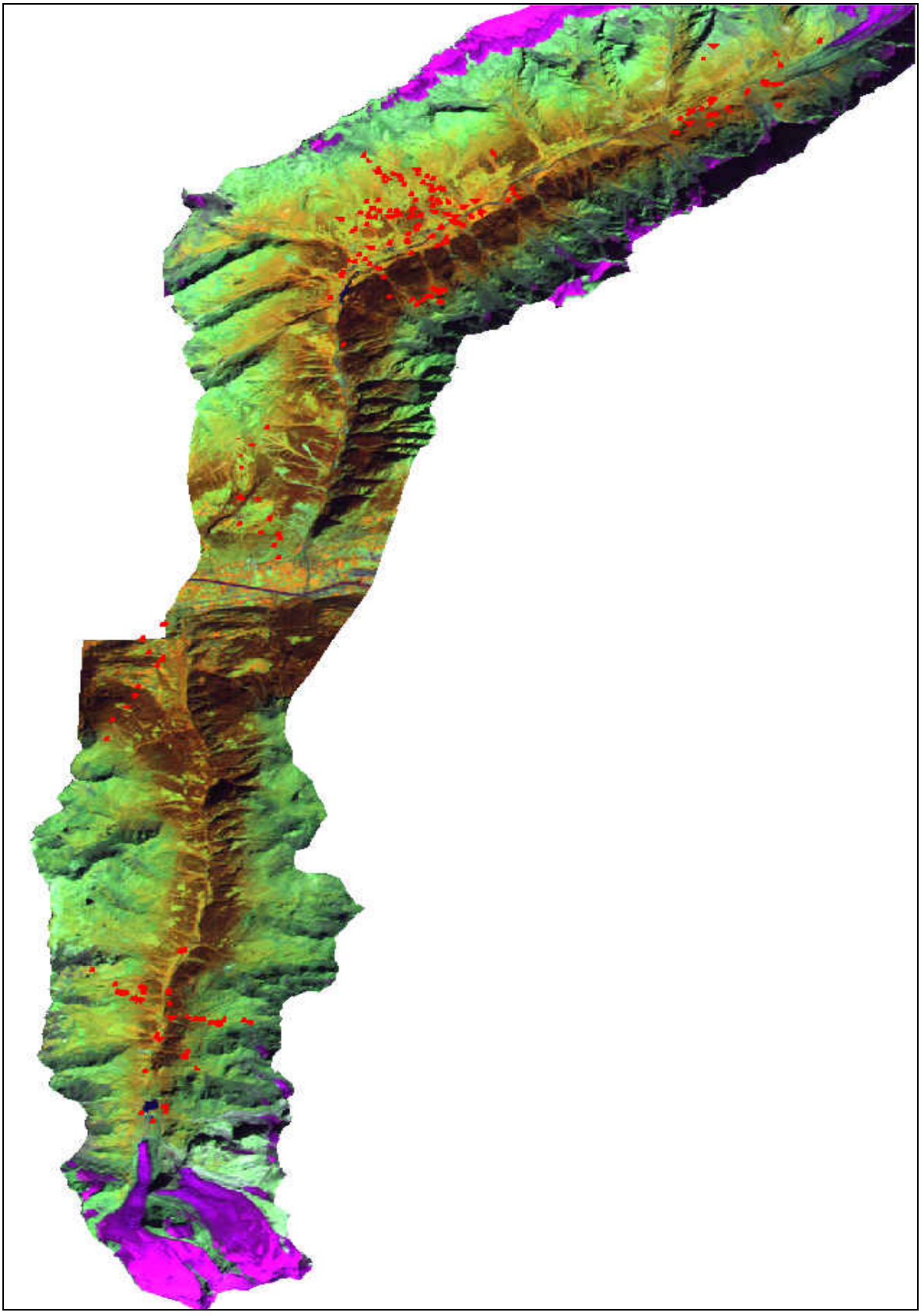
Nr	Kanal	Beschreibung
1	tm1	Landsat TM Kanal 1
2	tm2	Landsat TM Kanal 2
3	tm3	Landsat TM Kanal 3
4	tm4	Landsat TM Kanal 4
5	tm5	Landsat TM Kanal 5
6	tm7	Landsat TM Kanal 7
7	diff_liss97-2_liss98-2	Differenz IRS-1C LISS97-LISS98 (Kanal 2)
8	diff_liss97-3_liss98-3	Differenz IRS-1C LISS97-LISS98 (Kanal 3)
9	diff_liss97-4_liss98-4	Differenz IRS-1C LISS97-LISS98 (Kanal 4)
10	ndvi_tm	NDVI Landsat TM (Kanal 4-3/Kanal 4+3)
11	diff_ndvi_liss97-98	Differenz NDVI LISS97-LISS98
12	ndgi_tm	NDGI Landsat TM (Kanal 3-2/Kanal 3+2)
13	diff_ndgi_liss97-98	Differenz NDGI LISS97-LISS98
14	nd45i_tm	ND45I Landsat TM (Kanal 4-5/Kanal 4+5)
15	diff_nd45i_liss97-98	Differenz ND45I LISS97-LISS98
16	tm_tcap_bright	TM Tasseled Cap Brightness Index
17	tm_tcap_green	TM Tasseled Cap Greenness Index
18	tm_tcap_wet	TM Tasseled Cap Wetness Index
19	var5_tm4	Varianz 5er Kernel TM Kanal 4
20	var5_liss97-4	Varianz 5er Kernel LISS97 Kanal 4
21	var5_liss98-4	Varianz 5er Kernel LISS98 Kanal 4
22	skew5_tm4	Schiefe 5er Kernel TM Kanal 4
23	skew5_liss97-4_	Schiefe 5er Kernel LISS97 Kanal 4
24	skew5_liss98-4	Schiefe 5er Kernel LISS98 Kanal 4
25	skew_tm5	Schiefe 5er Kernel TM Kanal 5
26	skew_tm7	Schiefe 5er Kernel TM Kanal 7
27	variogramm_tm4	Variogramm TM Kanal 4
28	variogramm_liss97-4	Variogramm LISS97 Kanal
29	variogramm_liss98-4	Variogramm LISS98 Kanal 4

3. Erhebungsbogen für Artenlisten

Nr	Lubi-Nr		Ort/Gebiet		Größe	Expo	m ü NN	Datum	Sonstiges		
Typ	Traingebiet		Val.gebiet								
	Standort:										
	Gesamtdeck%:		Feuchte/Boden:								
		HB/NB	Art:	Deck%		HB/NB	Art:	Deck%		HB/NB	Art:	Deck%
	obere Baum Schicht >10m OBS								UBS < 10m			
		HA/NA	Art:	Deck%		HA/NA	Art:	Deck%		HA/NA	Art:	Deck%
	Strauchschicht obere (3-10m) OSS								USS untere (< 3m)			
		HA/NA	Art:	Deck%		HA/NA	Art:	Deck%		HA/NA	Art:	Deck%
	Krautschicht obere (>=50cm) OKS				MKS >=30 u. <50cm				UKS <30cm			
	Moose + Flechten (%)											

Abkürzungen: HB/NB = Hauptbaumart, Neben-Baumart; HA/NA = Hauptart, Nebenart; BS = Baumschicht; SS = Strauchschicht; KS = Krautschicht; U = Untere; M = Mittlere; O = Obere.

4. Lage der Transekte für die Artenlisten



5. Exemplarische Artenlisten

Talboden

Südexposition

Artenliste-Nr.:	2_3765
Standort	Weestenmattu Fettwiese
Höhe [m]	1453
Koordinaten	X/Y: 627667/139685
Schicht	Art
KS	Alchemilla heteropoda
	Anthriscus sylvestris
	Avenella flexuosa
	Campanula rhomboidalis
	Campanula rhomboidalis
	Centaurea pseudophrygia
	Chaerophylum villarsii
	Crepis pyrenaica
	Crepis pyrenaica
	Crocus albiflorus
	Daucus carota
	Festuca arundinacea
	Geranium alpinum
	Geranium sylvaticum
	Heracleum sphondylium
	Knautia dipsacifolia
	Leucanthemum vulgare
	Lotus corniculatus
	Luzula sudetica
	Poa laxa
	Poa trivialis
	Polygonum alpinum
	Polygonum bistorta
	Primula elatior
	Ranunculus acris ssp. Acris
	Rumex alpestris
	Rumex alpinus
	Silene vulgaris
	Taraxacum alpinum
	Taraxacum officinale
	Trifolium montanum
	Trifolium pratense
	Trisetium flavescens
	Trollius europeaus
	Vicia sepium
	Viola tricolor ssp subalpina

Artenliste-Nr.:	65a_3765
Standort	Baan oberhalb Wiler
Höhe [m]	**1670**
Koordinaten	X/Y: 626360/139697
Schicht	Art
BS	Larix decidua
	Picea abies
SS	Rubus caesius
	Rubus idaeus
KS	Campanula scheuchzeri
	Epilobium angustifolium
	Fragaria vesca
	Geranium alpinum
	Hieracium lachenalii
	Lotus delortii
	Melampyrum pratense
	Phyteuma hemisphericum
	Plantago lanceolata
	Sedum alpestre
	Trifolium nivale
	Trifolium pratense

Artenliste-Nr.:	70_3765
Standort	Milibach-Abhang
Höhe [m]	**1900**
Koordinaten	X/Y: 626259/140170
Schicht	Art
BS	Larix decidua
	Picea abies
SS	Rubus caesius
	Rubus idaeus
KS	Achillea millefolium
	Acinos alpinos
	Bromus erectus
	Bromus inermis
	Daucus carota
	Euphorbia cyparissias
	Festuca ovina ssp tenuifolia
	Galium verum ssp. verum
	Geranium alpinum
	Holcus mollis
	Knautia arvensis
	Leucanthemum adustum
	Lotus corniculatus
	Phyteuma hemisphericum
	Rumex alpestris
	Rumex scutatus
	Silene nutans ssp nutans
	Trifolium alpestre

Artenliste-Nr.:	50_3765
Standort	Milibach
Höhe [m]	**2300**
Koordinaten	X/Y: 626199/141078
Schicht	Art
SS	Juniperus communi ssp. Nana
	Vaccinium myrtillus
	Vaccinium uliginosum
KS	Agrostis schraderiana
	Alchemilla alpina
	Antennaria dioica
	Anthoxanthum alpinum
	Anthyllis vulneraria ssp alpestris
	Arnica montana
	Aster alpinus
	Avenella flexuosa
	Botrychium lunaria
	Campanula barbata
	Gentiana acaulis
	Gentiana bavarica
	Gentiana purpurea
	Geum montanum
	Helianthemum numularium
	Hieracium pilosella
	Leontodon helveticus
	Leucanthemum adustum
	Lotus corniculatus
	Luzula alpina
	Luzula sudetica
	Melica nutans
	Nardus stricta
	Plantago alpina
	Pseudorchis albida
	Ranunculus villarsii
	Rhinanthus glacialis
	Rhinanthus glacialis
	Thymus polytrichus
	Trifolium alpinum
	Trifolium repens
	Veratrum album
	Veronica fruticans

Nordexposition

Artenliste-Nr.:	55_3765
Standort	Kippelwald
Höhe [m]	**1650**
Koordinaten	X/Y: 626289/138230
Schicht	Art
BS	Larix decidua
	Picea abies
	Sorbus aucuparia
	Fraxinus excelsior
SS	Juniperus communis
	Vaccinium myrtillus
	Vaccinium vitis-idea
KS	Avenella flexuosa
	Calamagrostis villosa
	Epilobium angustifolium
	Galium triflorum
	Adenostyles alliariae
	Lotus corniculatus
	Homogyne alpina
	Luzula luzulina
	Luzula sylvatica
	Melampyrum sylvaticum
	Sempervivum montanum
	Oxalis acetosella
	Veratrum album
	Cerastium alpinum
	Phyteuma betonicifolium
	Hieracium lachenalii

Artenliste-Nr.:	62a_3765
Standort	Chastlerbach
Höhe [m]	**1946**
Koordinaten	X/Y: 625923/137166
Schicht	Art
BS	Larix decidua
	Picea abies
	Pinus cembra
	Saxifraga cuneifolia
	Sorbus aucuparia
SS	Rhododendron ferrugineum
	Vaccinium myrtillus
	Vaccinium vitis-idea
KS	Avenella flexuosa
	Calamagrostis villosa
	Cicerbita alpina
	Galium triflorum
	Gymnocarpium dryopteris
	Hieracium bifidum
	Homogyne alpina
	Luzula luzulina
	Luzula sylvatica
	Melampyrum sylvaticum
	Melica nutans
	Oxalis acetosella
	Veratrum album

Artenliste-Nr.:	91_3765
Standort	Kippelwald
Höhe [m]	**2250**
Koordinaten	X/Y: 626451/137173
Schicht	Art
BS	Larix decidua
	Pinus cembra
SS	Vaccinium myrtillus
	Empetrum nigrum
	Rhododendron ferrugineum
	Vaccinium gaultheroides
	Juniperus communi sp nana
	Loiseleuria procumbens
KS	Leucanthemum adustum
	Hieracium alpinum
	Nardus stricta
	Carex curvula

BS = Baumschicht; SS = Strauchschicht; KS = Krautschicht

6. Beschreibung der Verbände

Im folgenden werden die wichtigsten Charakteristika der ausgewiesenen Vegetationsverbände und übrigen Nicht-Vegetationsklassen mit Besonderheiten im Untersuchungsgebiet kurz erläutert. Der Vollständigkeit halber wird eine kurze Standortbeschreibung in qualitativer Hinsicht gegeben. Sie wird durch die quantitative Analyse im Kapitel E erweitert und statistisch belegt und dient auch der Charakterisierung der in Kapitel E3 modellierten Verbände. Eine genaue floristische Beschreibung der Vegetationsverbände mit entsprechenden Kenn- und Charakterarten ist in DELARZE et al. (1999) bzw. in den entsprechenden pflanzensoziologischen Referenzmonographien nachzulesen (siehe HEGG et al. 1993, ELLENBERG 1996, OTT et al. 1997, OBERDORFER 1994, MUCINA et al. 1993c, ELLENBERG u. KLÖTZLI 1972 sowie STEIGER 1995). Spezielle Angaben zu seltenen Arten des Wallis finden sich in ANCHISI (1997).
Die 52 Verbände werden in Anlehnung an die Reihenfolge vorgestellt, wie sie bei DELARZE et al. (1999) zu finden sind und wie sie in sämtlichen Abbildungen und Tabellen der vorliegenden Arbeit vorkommen. Die Codes in Klammern beziehen sich auf die entsprechende Numerierung bei DELARZE et al. (1999).

1. Schnee, Eis

Hier wurden die quasi-permanenten Schneeflächen und -flecken der Luftbilder 1993 und 1995 kartiert.

2. Wasser

Seeflächen, die Stausee-Becken sowie die Rhône als breiter Hauptfluß gehören dieser Kategorie an und wurden manuell aus den Luftbildern extrahiert. Die Bäche werden durch die PK25 abgedeckt.

Ufer- und Feuchtgebiete, Quellfluren

3. *Caricion fuscae* (2.2.2), *Filipendulion* (2.3.3), *Cratoneurion* (1.3.2)

Das *Caricion fuscae*(= saures Kleinseggenried) ist ein Flachmoor kalkarmer Untergründe, darin dominiert im Untersuchungsgebiet oft Scheuchzers Wollgras *Eriophorum scheuchzeri*. Es wurde in einer Einheit der Quellfluren, Ufer- und Feuchtgebiete mit der Spierstaudenflur *Filipendulion* als Vertreter der Feucht- und Naßwiesen zusammengefaßt, das aus hohen Stauden mit einer Dominanz von *Filipendula ulmaria* (Moor-Geißbart) besteht. Auf dem kalkhaltigen Untergrund des Gletschervorfeldes im Turtmanntal findet sich außerdem das *Cratoneurion* (=Kalk-Quellflur) entlang von Bachläufen mit der auffallenden Gelbfärbung durch den bewimperten Steinbrech *Saxifraga aizoides*.
Diese zusammengefaßte Einheit findet sich an flachen, feuchten Stellen, oft mit wasserstauendem Untergrund oder an Bächen und ist nur sehr kleinräumig ausgebildet, beispielsweise im „Grund“ (Gletschervorfeld), am Schwarzsee, an der Tellialp, Arbächnubel/Lauchernalp, Faldumgrund, Arbsee/Obere Fäsilalpu an der Lötschental-Südrampe, in einigen kleineren Flächen am Talboden im Lötschental sowie südlich von Blüomatt, im Augsttälli, Brändjitälli und Gletschervorfeld im Turtmanntal. Sie wurde nach vorheriger Luftbildanalyse feuchter Stellen zusätzlich durch Kartierung belegt.

Alluvionen und Moränen, Steinschutt- und Geröllfluren, Fels

4. *Epilobion fleischeri* (3.2.1.1)

Die krautige Pioniervegetation der Alluvionen, feuchten Moränen und der Schwemmbereiche der Bachläufe wird von Fleischers Weidenröschen *Epilobium fleischeri* dominiert. Die Pioniervegetation zeichnet sich durch ein gut ausgebildetes Wurzelsystem mit hoher Regenerationsfähigkeit aus. Gegenüber den Quellfluren und Feuchtwiesen sind diese Standorte eher grundwasser- als stauwassergebunden. Das *Epilobion fleischeri* wurde durch kontextbasierte Luftbildinterpretation, gestützt durch Verifizierung im Gelände erhoben.

5. *Thlaspion rotundifolii* (3.3.1.2) und unbewachsener Kalkschutt

Die Standorte dieser Kalkblockflur sind kompakte Kalkstein-Blockhalden der alpinen Stufe, die sich durch geringe Deckungsgrade auszeichnen. Ihre dominanten Arten sind an Bewegung angepaßte Schuttpflanzen, die sich durch verschiedene Anpassungsstrategien (z.B. lang verzweigte Rhizome) auf dem beweglichen Schutt halten können. Diese Einheit wurde in der Karte zusammen mit unbewachsenen Kalkschutthalden dargestellt, da es aufgrund der geringen Deckungsgrade selbst mit den Luftbildern oft nicht möglich war, den Grad des Bewuchses festzustellen. Diese Einheit findet sich nur lokal an den Ferdener Rothörnern, am Meidhorn und im Pipjitälli und wurde nach spektraler Extraktion aus den Luftbildern mit Hilfe der Geotektonischen Karte gegen den Silikatschutt abgegrenzt.

6. *Androsacion alpinae* (3.3.2.2) und unbewachsener Silikatschutt

Ähnlich wie beim Kalkschutt beträgt der Deckungsgrad der Alpenmannsschildflur maximal 10%, diese Einheit besiedelt nur wenig beweglichen Schutt, jedoch sind hier die Wachstumsbedingungen aufgrund des höheren Feinanteils für die Pflanzen günstiger als auf Kalk. Die wichtigsten Kennarten im Untersuchungsgebiet sind neben dem namensgebenden Alpenmannsschild *Androsace alpina* der Säuerling *Oxyria digyna* und die kriechende Berg-Nelkenwurz *Geum reptans*.

Die Abgrenzung dieser Einheit erfolgte über spektrale Charakteristika im Luftbild und einer Kontrolle über die PK25 sowie zusätzlicher Kartierung gravitativ neu entstandener Schuttbereiche seit 1993 (z.B. Rutschung Chalte Berg/Turtmanntal).

7. *Potentillion* (3.4.1.2) und unbewachsener Kalkfels

Diese Kalkfelsflur besiedelt spärlich senkrechte Wände und Spalten an Kalk- und Dolomitfels. Die Pflanzen sind an extreme Feuchte- und Temperaturamplituden angepaßt, dominant sind das vielstengelige Fingerkraut *Potentilla caulescens* und der Schweizer Mannsschild *Androsace helvtica*. An weniger steilen Bereichen geht das *Potentillion* oft in *Caricion firmae* oder *Seslerion* (siehe unten) über.

Die Differenzierung der zusammengefaßten Einheit mit unbewachsenen Felsen erfolgte anhand einer Kombination aus spektraler Abgrenzung und Kontrolle durch die PK25 nach Ausweisung des basischen Untergrundes durch die Geotektonische Karte.

8. *Androsacion vandelii, Sedo-Scleranthion* und unbewachsener Silikat-Fels

Das *Androsacion vandelii* als Silikatfelsflur besiedelt Aufschlüsse und große Blöcke, deren Klüfte eine Wurzelausbildung ermöglichen. Ebenso wie auf den Schuttfluren sind hier die Pflanzen großen Feuchte- und Temperaturschwankungen unterworfen. Neben Vandellis Mannsschild *Androsace vandellii* bildet die unter Naturschutz stehende Rote Felsen-Primel *Primula hirsuta* die wohl auffallendste Art dieses Verbandes. Im Übergang zu unbewachsenem Fels findet sich oft ein Überzug mit gelben Flechten (*Rhizocarpon*-Spezies) auf Silikatfels, die auf kalkiger Unterlage völlig fehlen. Sobald sich eine feine Erdschicht auf den Felsen zu bilden vermag, findet der progressive Übergang zur Silikat-Felsgrusvegetation des *Sedo-Scleranthion* statt, das hauptsächlich durch Dickblatt- (z.B. Hauswurz- (*Sempervivum*) und Mauerpfeffer (*Sedum)*)-Arten sowie Nelkengewächse charakterisiert ist. Dieser wiederum ist oft in warmen Südlagen mit dem Buntschwingelrasen *Festucion variae* (siehe unten) vergesellschaftet.

Aufgrund der allmählichen Übergänge zwischen den drei Einheiten wurden sie in der Karte zusammengefaßt, ihre Abgrenzung erfolgte wie die der Kalkfelsverbände.

Wärmeliebende Trockenrasen

9. *Stipo-Poion* (4.2.1.1), *Cirsio-Brachypodion* (4.2.1.2), *Mesobromion* (4.2.4)

Die inneralpine Felsensteppe *Stipo-Poion* setzt sich aus reliktischen Arten der atlantischen Klimaperiode vor 5000-7000 Jahren zusammen, die sich heute auf strahlungsklimatisch günstige Lagen an der Südrampe des Lötschentals zurückgezogen haben. Unter ihnen bilden der Walliser Schwingel *Festuca valesiaca* sowie das Pfriemen- und Federgras *Stipa capillata* und *Stipa pennata/eriocaulis* die Charakterarten. Die Deckungsgrade sind im Untersuchungsgebiet allgemein sehr gering aufgrund des kontinentalen Klimas mit sommerlicher Trockenheit. Da die Felsensteppe vielen reliktischen und sehr seltenen Arten Lebensraum bietet, ist sie durch eine hohe biologische Vielfalt und Artenzahl gekennzeichnet, was sie zum wichtigen Gegenstand des Naturschutzes in der Schweiz macht. Die regelmäßige Beweidung ist unerläßlich für die Felsensteppe, da sie sonst durch Verbuschung allmählich verschwinden würde (siehe TWW-Projekt in BUNDESAMT FÜR UMWELT WALD UND LANDSCHAFT BUWAL 1997).

Der kontinentale Halbtrockenrasen *Cirsio-Brachypodion,* der in seiner floristischen Zusammensetzung der Felsensteppe sehr ähnlich ist und zu seinen Charakterarten das für das Wallis typische Adonisröschen *Adonis vernalis* zählt, konnte lediglich auf einer sehr kleinen Fläche auf dem nordexponierten Rhônetalhang festgestellt werden, die außerhalb des DHM-abgedeckten Bereiches und damit ohne Luftbildbeleg unterhalb von Unterems auf einer Waldlichtung liegt.

Das *Mesobromion* ist als subatlantischer Halbtrockenrasen aus einer traditionellen landwirtschaftlichen Nutzungsform entstanden, die einen jährlichen Schnitt ohne Dünger oder einen späten Weidegang im Jahr vorsieht. Seine Bestände konnten für das Untersuchungsgebiet nur fleckweise in der Gegend um Jeizinen an der Lötschental-Südrampe festgestellt werden, sie waren jedoch oft mit *Stipo-Poion* oder dem Buntschwingelrasen *Festucion variae* (siehe unten) vergesellschaftet. Daher wurden sie nicht separat ausgewiesen.

Die wärmeliebenden Trockenrasen kommen im Untersuchungsgebiet in enger Verzahnung mit den Flaumeichen- und Bergföhrenwäldern *Quercion pubescenti-petraeae/Deschampsio-Pinion* sowie der kontinentalen Zwergstrauchheide *Juniperion sabinae* nur an der Südrampe des Lötschentals vor, ihre flächenmäßige Erfassung erfolgte weitgehend durch manuelle Kartierung anhand des Luftbildes.

Magerrasen der Hochlagen

10. *Seslerion* (4.3.1)

Die Blaugrashalde zeichnet sich durch eine große Florenvielfalt auf kalkreichem Untergrund aus. In der Literatur sind ihre Standorte als sonnige Lagen zwischen 2000-2500m angegeben, jedoch findet sie sich im Turtmanntal bis zu einer Höhe von 2800m. Bestandesbildend sind vor allem Gräser wie Blaugras *Sesleria caerulea* und Horstsegge *Carex sempervirens.* Die wohl bekannteste Art der Blaugrashalde ist das Edelweiß *Leontopodium alpinum*, das am Fuß des Meidhorns und im Pipjitälli vielfach anzutreffen ist. Dieser Verband ist auf kleinen Flächen unterhalb des Hockenhorns und der Rothörner, am Meidhorn und im Pipjitälli zu finden und wird extensiv durch Schafe beweidet.
Er wurde ebenfalls durch Kartierung und durch die Geotektonische Karte von den übrigen alpinen Rasen abgegrenzt.

11. *Caricion firmae* (4.3.2)

Der Polsterseggenrasen der hochalpinen Stufe kennzeichnet sich durch einen lückigen Bestand der Polstersegge *Carex firma*, die aufgrund der kurzen Vegetationszeit sehr langsam wächst und resistent gegen hohe Temperaturamplituden und mechanische Beanspruchung durch Kryoturbation oder Solifluktion ist. Die typische Blütenpflanze innerhalb dieses Verbandes im Untersuchungsraum ist die Silberwurz *Dryas octopetala*.
Der Verband bildet das basische Gegenstück zu den silikatischen Borstgrasrasen des *Nardion* (siehe unten) und wurde von diesem und vom tiefer gelegenen *Seslerion* durch Geländebefunde und die Geotektonische Karte getrennt.

12. *Nardion* (4.3.5)

Der Magerrasen des *Nardion* ist der Prototyp des alpinen Weidelandes und der Alpweiden, starker Weidegang fördert die *Nardeten*, weil das Borstgras *Nardus stricta* vom Vieh verschmäht wird und so geschlossene Bestände zu bilden vermag. Bei sehr hohen Deckungsgraden von *Nardus stricta* entstehen Grenzertragsflächen. Die Borstgrasrasen beherbergen viele sehr bunte Blütenpflanzen und weisen einen hohen Arten- und Formenreichtum auf, der zur Zeit im Untersuchungsgebiet nur durch extensive Beweidung im Gleichgewicht gehalten wird. Bei Intensivierung oder Düngung wandelt sich das *Nardion* langsam zur alpinen Fettweide *Poion alpinae* (siehe unten). Eine Extensivierung dagegen läßt zunehmend mosaikartig Zwergsträucher aufkommen, die das *Nardion* sukzessive verdrängen, so daß ab einem Deckungsgrad von ca. 40% Zwergsträuchern die Artenvielfalt des *Nardion* irreversibel zerstört ist (vgl. LENZIN 1995, DIETL 1997, ENDER u. GRABNER 1997). Dieser Verband befindet sich damit in einem hochsensiblen Zustand gegenüber menschlicher Nutzung. Obwohl sein flächenmäßiger Anteil am Untersuchungsgebiet sehr hoch ist, befindet sich doch ein Großteil des

Nardion zur Zeit aufgrund rückläufiger Bestockungsdichte im Rückgang und ist vor allem im Lötschental der Vergandung durch Zwergsträucher ausgesetzt (z.B. Weritzalp, Chumme, Lauchernalp). Aktuelle Viehbestände verringern sich permanent, aktuelle Zahlen zu verschiedenen Alpen der Gemeinde Blatten sind:

	Bestand Alpen Gemeinde Blatten 1999				
	Fafler-	Gletscher-	Guggi-	Tellialp	?
Gemolkene Kühe	4	21	0	3	28
Zuchtstiere etc.	0	0	4	0	4
Rinder	2	2	37	0	41
Kälber	0	6	0	2	8
Pferde > 3a	4	0	0	0	4
Pferde < 3a	3	0	0	0	3
Ziegen	57	0	0	0	57
Schafe	403	31	826	275	1535
Quelle: mündliche Mitteilung C. Rubin/Gemeinde Blatten, 2000 Die hohe Anzahl von Schafen ist teilweise durch zusätzliche Bestände aus Gampel/Steg bedingt.					

Demgegenüber stehen mehrere Hundert Kühe, Rinder und Schafe pro Lötschentaler Gemeinde zu Beginn des Jahrhunderts (vgl. LEIBUNDGUT 1938, S. 53).

Das *Nardion* ist zusätzlich ein Zeiger für die in früheren Zeiten wichtige Waldweide (Wytweide), so daß der Verband auch heute noch als Zeuge dieser Bewirtschaftungsform in weiten Teilen des Untersuchungsgebietes unter den durch Rodung von Fichte und Arve licht gehaltenen Lärchenwäldern zu finden ist. An der Südrampe bei Jeizinen-Bratsch ist die Waldbeweidung auch heute noch mit Herden bis zu 40 Kühen üblich (eigene Beobachtung 1999-2000). Typische Arten des *Nardion* sind Arnika *Arnica montana*, die Berg-Nelkenwurz *Geum montanum*, die bärtige Glockenblume *Campanula barbata*, der Koch´sche Enzian *Gentiana acaulis* sowie der Purpur-Enzian *Gentiana purpurea*. Nach oben hin geht das *Nardion* langsam in den Krummseggenrasen des *Caricion curvulae* über. Das *Nardion* erreicht im Lötschental Höhen bis 2400m, im Turtmanntal steigt dieser Verband entgegen den mittleren Literaturangaben bis auf 2780m!

Die Abgrenzung des *Nardion* gegen die Zwergsträucher erfolgte zum Großteil durch Segmentierungsansätze und manuelles Region Growing. Die Grenzen zu Fettwiesen und Fettweiden waren aus den CIR-Luftbildern eindeutig an der spektralen Signatur zu erkennen. *Nardion*-Bestände unter Wald sowie die Übergänge zum *Caricion curvulae* wurden manuell kartiert.

13. *Agrostietum agrostiflorae/schraderianae*, Horstgräser in Rinnen

Mit hohem Anteil von zartem Straussgras *Agrostis schraderiana* und Felsen-Straussgras *Agrostis rupestris* wurden im Sinne des *Agrostietum agrostiflorae* (=*schraderianae*) nach OBERDORFER (1994) die zum *Nardion* zählenden Horstgräser der steilen Rinnen und Lawinenrunsen als separate Klasse ausgewiesen und durch Kartierung belegt.

14. *Festucion variae* (4.3.6)

Der Buntschwingel-Trockenrasen besiedelt sonnige Südhänge in allen Höhenbereichen zwischen der kollinen und der alpinen Stufe und ist durch verschiedene Schwingelgräser aus der *varia*-Gruppe gekennzeichnet, deren typische Wuchsform die der Horste ist. Er besiedelt magere Böden, die kaum

für die Landwirtschaft genutzt werden, weil sie zu trocken und meist zu steil sind, so daß das *Festucion variae* in seiner Existenz nicht von einer speziellen Bewirtschaftungsform abhängt. Dieser Verband beschränkt sich vor allem in den höheren Lagen des Untersuchungsgebietes auf Felsstandorte mit günstiger Wärmebilanz (Steiltal oberhalb Gampel und Turtmann, Lonza an Kühmatt, Witti-Chummä), auf stark geneigte Südwesthänge (v.a. die der Seitentällis Augst- und Meid im Turtmanntal) sowie auf die strahlungsintensiven Südwest-Randbereiche von Rinnen (Golmbach, Gafenbach, Milibach, Tännbach). Die einzigen ebenen Flächen von *Festucion variae* wurden in und um Jeizinen auf einer Höhe um 1400-1500m an der Lötschental-Südrampe in Vergesellschaftung mit dem *Mesobromion* gefunden.
Das *Festucion variae* wurde durch spektrale Eigenschaften und z.T. geringe Deckungsgrade von den Fettwiesen und durch Kartierung, Extrapolation und stichprobenartige Validierung von den übrigen Magerrasen der Hochlagen getrennt.

15. *Caricion curvulae* (4.3.7)
Der Krummseggenrasen ist der saure Klimaxrasen der alpinen Stufe und wird durch einen niedrigwüchsigen Bestand von *Carex curvula*-Büscheln mit einem hohen Durchsatz von Flechten gekennzeichnet. Ebenso wie sein basiphiles Gegenstück *Caricion firmae* gedeiht der Krummseggenrasen nur langsam, er ist artenarm, jedoch an extreme Witterung angepaßt. Durch selektive Beweidung wird ähnlich wie bei *Nardus stricta* der Anteil der Krummsegge erhöht. Beimischungen von Dreispaltiger Binse *Juncus trifidus* charakterisieren skelettreichere Substrate. Die alpinen Windecken des Nacktriedrasens *Elynion*, die normalerweise nur im Übergangsbereich zu basenreicheren Substraten vorkommen, sind im Untersuchungsgebiet eng mit dem *Caricion curvulae* vergesellschaftet und finden sich auf den im Winter schneefreien Kuppenlagen der alpinen Stufe. Die Nacktriedbinse *Elyna myosuroidis* ist neben der Windheide *Loiseleuria procumbens,* mit der sie alternierend auftritt, eine der kälteresistentesten Arten des Untersuchungsraumes. Damit ist das *Caricion curvulae* eng mit den Verbänden des *Elynion* und des *Loiseleurio-Vaccinion* verzahnt. Allerdings wurde in der Karte nur das *Elynion* in die *Caricion curvulae*-Klasse einbezogen, da die Zwergstrauchheide gut differenzierbar war, das *Elynion* jedoch zu unregelmäßig und kleinräumig, als daß eine verläßliche Ausweisung als eigene Klasse hätte erfolgen können.
Der Krummseggenrasen ist im Untersuchungsgebiet sehr weit verbreitet, am Sonnhang des Lötschentals erfolgt ab einer Höhe von 2350m ein Übergang vom *Nardion*. Nach oben hin werden die Krummseggen durch Fels und Schuttbereiche begrenzt. Auf dem Schatthang sind sie bereist ab 2200 m Höhe zu finden, im Turtmanntal ziehen sie an südlichen Lagen z.T. bis zu den Graten um 3000m hoch.
Caricion curvulae steht häufig im Kontakt mit den Sauerboden-Schneetälchen des *Salicion herbaceae.* Von diesen waren sie jedoch aufgrund der unterschiedlichen Durchfeuchtung und Signatur in den Luftbildern gut zu differenzieren. Ebenso wie *Nardion* wurde *Caricion curvulae* gegen die Zwergstrauchbereiche durch Segmentierung und Region Growing mit anschließender manueller Nachbearbeitung abgegrenzt. Die Grenze zum *Nardion* wurde flächendeckend manuell kartiert und digitalisiert.

Schneetälchen

16. Arabidion caerulae (4.4.1)

Die Kalk-Schneeböden sind durch unterbrochene Rosettenpflanzenteppiche gekennzeichnet, charakteristische Arten sind bläuliche Gänsekresse *Arabis caerulea*, Hoppes Ruhrkraut *Gnaphalium hoppeanum* und die Netzweide *Salix reticulata* bzw. Kriechweide *Salix retusa*. Die Schneetälchenvegetation liegt in Mulden und Rinnen und ist durch eine kurze Vegetationsperiode mit langer Schneebedeckung und einen hohen Feuchtegehalt gekennzeichnet.

Die Kalk-Schneeböden wurden von den Silikat-Schneeböden mit Hilfe der Geotektonischen Karte und der Kartierungsergebnisse getrennt, sie finden sich lediglich in den eben Bereichen des Oberferdener und des Restitals sowie im Faldumgrund und im Meidtälli.

17. *Salicion herbaceae* (4.4.2)

Der Silikat-Schneeboden ist geprägt durch einen dichtes, sehr kurzwüchsiges Gemisch von Krautweide *Salix herbacea*, Fünfblättrigem Frauenmantel *Alchemilla pentaphyllea*, Schneetälchen-Segge *Carex foetida*, Moosen und anderen Rosettenpflanzen. Sie sind ebenfalls in lange schneebedeckten Mulden bis in großen Höhen von 2800m im Untersuchungsgebiet zu finden und zeichnen sich durch einen hohen Feuchtegehalt aus. Da das Lötschental wenige Verebnungen in genügend großen Höhen aufzuweisen hat, sind Schneeböden hier eher selten und nur extrem kleinräumig auf dem Sonnhang zu finden. Das einzige größere Vorkommen am Schatthang liegt im Kar des Bätzlafriedhofs. Demgegenüber sind die ebenen Flächen der Seitentällis im Turtmanntal alle durch einen hohen Anteil von *Salicion herbaceae* gekennzeichnet.

Die Schneetälchen waren für die Vegetationskarte bereits eindeutig durch die Vor-Stratifizierung anhand ihrer spektralen Signatur mittels Segmentierung bzw. manueller Kartierung herauszufiltern.

Fettwiesen, -weiden

18. *Arrhenaterion* (4.5.1)

Während das *Nardion* weite Teile des extensiv alpwirtschaftlich genutzten Areals pflanzensoziologisch bestimmt, sind die Fettwiesen das Resultat intensiver Mahd und Düngung in den Talböden und auf den Hangflanken. Das *Arrhenaterion* als Tieflagen-Fromentalwiese wird geprägt durch den Glatthafer *Arrhenaterum elatius*, der in Begleitung anderer Gräser und Kräuter in dichten hochwüchsigen Beständen auftritt. Das *Arrhenaterion* ist auf Braunerdebereiche der tiefen Lagen beschränkt und findet sich nur auf den Grünlandflächen des Rhônetals. Dieser Verband existiert nur durch gezielte menschliche Nutzung und ist für seinen Fortbestand auf eine zweimalige Mahd (Heuen und Emden) mit regelmäßiger Gülle-Düngung angewiesen, z.T. werden die Flächen im Herbst noch beweidet. Eine dritte Mahd kann den Pflanzenbestand bereits entscheidend verändern.

Auf ihre Abgrenzung wird zusammen mit dem *Polygono-Trisetion* eingegangen.

19. *Polygono-Trisetion* (4.5.2)

Oberhalb der kollinen Höhenstufe wird der Glatthafer *Arrhenaterum elatius* durch den Goldhafer *Trisetum flavescens* ersetzt und auch die anderen Arten gehen langsam in die der Goldhaferwiesen des

Polygono-Trisetion über. Das kühlere Klima der höheren Lagen begünstigt die Ansiedlung von Feuchtevertretern wie der Trollblume *Trollius europaeus,* des Schlangen-Knöterich *Polygonum bistorta* oder des Weißen Germers *Veratrum album,* im Untersuchungsgebiet vor allem auf dem Schatthang. Die Fettwiesen erstrecken sich im Lötschental auf den ebenen Lagen des Talbodens zwischen den Bächen und Murkegeln sowie auf den Flanken des Sonnhangs bis in eine Höhe von 2100m, wo sie ziemlich abrupt in die Magerrasen des *Nardion* übergehen. Die Fettwiesen auf den Trogschultern des Rhônetals gehören ebenfalls dem *Polygono-Trisetion* an.

Genau wie die Tieflagen-Fettwiesen ist das *Polygono-Trisetion* auf ein bis zwei Schnitte pro Jahr und leichte Düngung und damit auf den Mensch angewiesen. Sobald eine Extensivierung erfolgt, kommen Sträucher und Büsche auf und die Bestände gehen über in die der Vorwaldgesellschaften des *Corylo-Populion* (z. B. hangaufwärts von Ried/Lötschental). Einige gerade in Auflassung befindliche Fettwiesen-Flächen, die aktuell nicht mehr geschnitten werden, jedoch auch noch keine typischen Vertreter der Vowaldgesellschaften aufweisen, wurden den Fettwiesen zugerechnet und also solche kartiert, da die floristische Zusammensetzung noch der einer Fettwiese entspricht. Beispiele hierfür finden sich im Steilbereich zwischen Guggi- und Gletscheralp sowie in kleinerem Ausmaß auf einzelnen Flächen der oberen Lauchernalp. Eine intensivierte Beweidung über einen längeren Zeitraum läßt einige Arten verschwinden und Übergänge zu den Milchkrautweiden des *Poion alpinae* entstehen. Vor allem im Lötschental wurde die Unterscheidung zwischen Fettwiesen des *Polygono-Trisetion* und Fettweiden des *Poion alpinae* rein anhand der floristischen Zusammensetzung und nicht etwa durch vorhandene Einzäunung während Geländeaufenthalten vorgenommen, da ein Großteil der Wiesen im Herbst noch beweidet wird. Sobald sich die Weidezeit über einen bestimmten Zeitraum hinaus verlängert, sind die Kennarten des *Poion alpinae* bestandesbildend. Dies ist z.B. unterhalb Gassun bei Weissenried der Fall.

Die Fettwiesen des *Arrhenaterion* und des *Polygono-Trisetion* wurden mit einem spektralen in Kombination mit einem Varianzkriterium halb-automatisch klassifiziert. Voneinander abgegrenzt wurden sie durch Kartierungsbefunde.

20. *Poion alpinae* (4.5.4)

Die Milchkrautweide bildet dichte und kleinwüchsige Rasen mit einer Dominanz nitrophiler Arten, durch die sie von den umgebenden Magerrasen getrennt werden können. Eine Kennart ist das rätische Alpenlieschgras *Phleum rhaeticum.* Im Untersuchungsgebiet sind die Milchkrautweiden durch Abundanz von Frauenmantel *Alchemilla*-Arten und Berg- sowie Alpen-Wegerich *Plantago atrata/Plantago alpina* charakterisiert. Sie liegen meist in steileren, unzugänglicheren Hangpartien als die Fettweiden.

Ihre Abgrenzung gegen die Fettwiesen erfolgte floristisch anhand der Begehung.

Waldschläge, Hochstaudenfluren

21. *Epilobion angustifolii* (5.2.2)

Als Hochstaudenflur bezeichnet man nach DELARZE et al. (1999, S. 203) hochwüchsige Kräuterbestände, deren Blattwerk sich in mehreren Schichten ausbreitet, um unter dem Blätterdach ein feuchtes und kühles Mikroklima zu bilden. Das *Epilobion angustifolii* ist eine Schlagflur auf bodensauren Waldböden, die durch Dominanz des schmalblättrigen Weidenröschens *Epilobium angustifolium* gekennzeichnet ist. Es bildet dichte Bestände, die ein Aufkommen von Wald und kleineren Sträuchern weitgehend verhindern. Im Untersuchungsgebiet wurde diese Einheit mit Hilfe der Luftbilder und Geländebegehungen ausgewiesen. Alle älteren Waldlichtungen, die keine höheren Bäume oder Sträucher aufweisen, wurden dazu gezählt.

22. *Adenostylion alliariae* (5.2.4)

Breitblättrige Dikotylen (=Zweikeimblättrige) mit lila Blüten dominieren in diesem Verband, im Untersuchungsgebiet vor allem der graue Alpendost *Adenostyles alliariae*, der Alpen-Milchlattich *Cicerbita alpina*, der Pyramiden-Eisenhut *Aconitum neomontanum*. Sie siedeln an tiefgründig feuchten und schattigen Stellen, vor allem in Bachrinnen (Lötschental: Birch-, Näst-, Tänn-, Wiler, Chastler- und Ferden-, Dorn- und Faldumbach, Meiggbach, Tschingel; Turtmanntal: Blysch-, Niggeling- und Sänntumbach) und weisen oft eine Vergesellschaftung mit den Grünerlenbeständen *Alnenion viridis* auf.

Das *Adenostylion alliariae* wurde für die Wälder und, soweit sie begeh- und einsehbar waren, für die Bachrinnen kartiert.

Gebüsche

23. *Sambuco-Salicion* (5.3.5)

Dieser Verband hat ein heterogenes Erscheinungsbild aus hohen Sträuchern und 3-10m hohen Jungbäumen sowie Lichtzeigern im Untergrund und stellt damit eine Vorwaldgesellschaft mit einer Lebensdauer von wenigen Dekaden dar. Bestandsbildend sind hier in erster Linie die Sträucher wie schwarzer und roter Holunder *Sambucus nigra* bzw. *Sambucus racemosa,* die Birke *Betula pendula,* der Haselstrauch *Corylus avellana*, die Zitterpappel *Populus tremula* und die Salweide *Salix caprea*, was diese Einheit gegen das ebenfalls Halbschatten und Waldlichtungen bevorzugende *Epilobion angustifolii* abgrenzt. Im Gegensatz zu DELARZE et al. (1999, S. 224) wird hier das *Corylo-Populion* nicht in das *Sambuco-Salicion* integriert, da es im Untersuchungsgebiet durch eindeutig trockenere und sonnigere Standorte gekennzeichnet ist.

Das *Sambuco-Salicion* findet sich neben einigen Flächen im Wald vor allem auf den Murkegeln oder Schwemmfächern, weil hier ein hohes Feuchteangebot herrscht. Kleine Lärchen *Larix decidua* und Fichten *Picea abies* treten hier zusammen mit Pionierkräutern und Sträuchern (Haselnuß *Corylus avellana*, Zitterpappel *Populus tremula*, Traubenkirsche *Prunus padus*, Schwarzer Holunder *Sambucus nigra*) auf. Ein weiterer Standort des *Sambuco-Salicion* sind die kürzlich durch Lawinen oder gravitative Prozesse freigelegten Waldstandorte, beispielsweise an der Südrampe bei Jeizinen. Die durch die Lawinen freigelegten Waldflächen des Schatthangs im Lötschental werden jedoch noch

nicht zum *Sambuco-Salicion* gezählt, da sie zum Zeitpunkt der Aufnahme noch keine Sträucher aufwiesen.
Das *Sambuco-Salicion* im Wald wurde kartiert, während die Standorte auf den Schwemmfächern auch anhand ihrer Textur und Signatur ausgewiesen werden konnten.

24. *Corylo-Populion*

Dieser Verband ist eine trockenere Variante des *Sambuco-Salicion*, sie wurde für das Untersuchungsgebiet separat ausgewiesen, um die aufkommende Vergandung und Wiederbewaldung aufgelassenen Wieslandes (hauptsächlich auf dem Sonnenhang des Lötschentals) zu charakterisieren. Die Lawinenbahnen des Sonnhangs bei Ried (Blötza und Bachtella) gehören dem *Corylo-Populion* an, weil sie wesentlich trockenere Arten beherbergen als das *Sambuco-Salicion*.
Vor allem die Zitterpappel *Populus tremula* und die Grünerle *Alnus viridis* besiedeln als Sträucher neben der Traubenkirsche *Prunus padus* und dem schwarzen Holunder *Sambucus nigra* die Hänge oberhalb von Ried, an der Kummenalp, in Fischbiel sowie auf dem Stampbach- und Loibinbach-Schwemmfächer. Im Turtmanntal zählen Flächen an Oberems, Ergisch, Griebjini- und Ärdjustafel zu dieser Einheit.
Die Vergandung konnte eindeutig im Luftbild klassifiziert und im Gelände validiert werden.

25. *Salicion waldsteinianae* (5.3.8)

In dieser Einheit werden die subalpinen Weidengebüsche bis zu 2m Höhe zusammengefaßt. Diese finden sich im Untersuchungsgebiet als Pioniere in Form der fast ausschließlich vorkommenden Schweizer Weide *Salix helvetica* in unmittelbarer Nähe der Gletschervorfelder bzw. auf den Endmoränen des Langgletschers, so daß die richtigere Bezeichnung die von HEGG et al. (1993) gewählte Assoziation des *Salicetum helveticae* angebrachter wäre. In weiterer Entfernung vom Gletschervorfeld werden die Weiden als bestandesbildende Sträucher außer an einigen hochgelegenen Bachrinnen durch Zwergsträucher verdrängt.
Diese Einheit wurde manuell kartiert, wobei sie sich aufgrund des silbrigen Schimmers der Weiden gut vom Gegenhang mittels Fernglas vorkartieren ließ.

26./27. *Alnenion viridis* (5.3.9)

Die Grünerlengebüsche besiedeln als meist geschlossene Decke der Grünerle *Alnus viridis* die Schwemmfächer und die Lawinenbahnen des Untersuchungsgebietes, da sie sich unter der Schneedecke elastisch biegen und nach dem Winter wieder aufrichten können. Der Unterwuchs der Grünerlengebüsche ist dem der Hochstaudenfluren des *Adenostylion alliariae* ähnlich, sie besiedeln ebenso wie diese feuchte, nährstoffreiche Lagen. Zusätzlich sind sie durch ihre mykorrhizenhaltigen Wurzeln in der Lage, Luftstickstoff zu binden. Die Grünerlen besiedeln damit potentielles Waldgebiet, können sich aber aufgrund der hohen Störungs-Dynamik gegen die Baumkonkurrenz durchsetzen. Lassen die Störungen nach, wird die Grünerle auf den nährstoffreichen Böden von Nadelgehölzen des *Vaccinio-Piceion* verdrängt.
Die Grünerlen weisen eine eindeutige Textur und ein typisches Spektralverhalten auf, das ihre Abgrenzung einwandfrei anhand des CIR-Luftbildes erlaubt. Eine zusätzliche Einheit im Steiltal von

Lötschen- und Turtmanntal sind Grünerlengebüsche mit hohem *Betula pendula* –Anteil. Sie wurden kartiert und separat ausgewiesen (27.).

Heiden

28. *Juniperion sabinae* (5.4.2)

Diese Heide ist durch die Dominanz des ca. 1m hohen Sefistrauches *Juniperus sabina* gekennzeichnet. Begleiter sind trockene Zwergsträucher wie der gemeine Wacholder *Juniperus communis ssp. communis* und die Bärentraube *Arctostaphylos uva-ursi*, Kräuter gibt es fast keine. Wie bereits oben erwähnt, ist diese kontinentale Zwergstrauchheide auf den tiefen sonnigen Lagen der Südrampe bis maximal 1400m Höhe in Vergesellschaftung mit den Flaumeichen- und Bergföhrenwäldern *Quercion pubescenti-petraeae* bzw. *Deschampsio-Pinion* und der Felsensteppe *Stipo-Poion* zu finden. Sie konnte sich aufgrund menschlicher Eingriffe durch Waldbrände und Kahlschläge sowie Niederwaldnutzung auf Kosten der Bergföhre *Pinus sylvestris* und der Flaumeiche *Quercus pubescens* durchsetzen und wird heute an der Südrampe z.T. extensiv beweidet.

Ihre Verbreitung wurde anhand der Luftbilder von den Wäldern abgegrenzt und im Gelände validiert.

29. *Juniperion nanae* (5.4.4)

Diese trockene Zwergstrauchheide mit Dominanz des Zwerg-Wacholder *Juniperus communis ssp. nana*, der gewöhnlichen Heide *Calluna vulgaris*, der Bärentraube *Arctostaphylos uva-ursi* sowie der Heidel-, Preisel und Moorbeere *Vaccinium –myrtillus, -vitis-idea* und *gaultheroides,* besiedelt sonnige Hänge an und oberhalb der Waldgrenze in der unteren alpinen Stufe. Die Zwergsträucher bilden ebenfalls in weiten Teilen den Unterwuchs des lichten Lärchenwaldes und des Lärchen-Arvenwaldes. Unter dichtem Wald und in tiefen subalpinen Lagen treten sie zurück. Das *Juniperion nanae* wird durch Beweidung und Vieh-Verbiß zerstört, bei aufgelassener Mahd oder extensivierter Weide erobern die Zwergsträucher ihr Terrain zurück, wie es zur Zeit an vielen Flächen im Lötschental der Fall ist (z.B. Chumme, Weritzalp, Tellialp, Lauchernalp, Kummenalp, Faldumalp etc.).

Ähnlich wie *Elynion* auf den Rasenflächen besiedelt die arktisch-alpine Zwergstrauchheide *Loiseleurio-Vaccinion* die windgefegten Kuppenlagen der Zwergstrauchbereiche mit tief am Boden liegenden Spaliersträuchern der Windheide *Loiseleuria procumbens*. Da ihre Verbreitung sehr kleinräumig ist, wurde sie dem *Junperion nanae* beigefügt.

Dieser Verband wurde mit Hilfe der Segmentierungsansätze und des Region Growing gegen die alpinen Rasen abgegrenzt. Die Grenzen gegen die feuchtere Zwergstrauchheide des *Rhododendro-Vaccinion* wurden kartiert.

30. *Arctostaphyletum*

Die Gesellschaft der Bärentraubenheide als Teil des *Juniperion nanae* kommt in einigen Bereichen des Untersuchungsgebietes (zwischen oberer Fäsil- und Meiggalp, in den Rinnen Kummenalp, Weritzstafel, Weissriedbaann, Huetusschluecht, vorderer Borterbach) als reiner großflächiger Bestand vor, der sowohl durch Kartierung wie auch durch Spektralanalyse als eigene Klasse ausgewiesen werden konnte.

31. *Rhododendro-Vaccinion* (5.4.5)

Diese mesophile subalpine Zwergstrauchheide weist einen hohen Deckungsgrad von rostblättriger Alpenrose *Rhododendron ferrugineum* und Heidelbeere *Vaccinium myrtillus* auf. Die Alpenrosen-Heide bevorzugt schattige Lagen mit langer Schneebedeckung aufgrund geringer Frostresistenz. Ebenso wie das *Juniperion nanae* bildet das *Rhododendro-Vaccinion* den Unterwuchs unter Wald sowie die obere Waldgrenze, jedoch in feuchteren Lagen. Sie toleriert genau wie *Juniperion nanae* keine nennenswerte Beweidung. Außerhalb der schattigen Lagen findet sich dieser Verband im Untersuchungsgebiet auf stabilen ebenen Geröllhalden mit hohem Feuchtepotential.

Der Verband wurde mit Hilfe der Segmentierung abgegrenzt, in Schattenlagen wurde seine Verbreitung kartiert.

Auenwald, Laubwald

32. *Alnion incanae* (6.1.3)

In diesem Auenwaldtyp dominiert die Grauerle *Alnus incana*, der Unterwuchs wird durch stickstoffliebende Arten und Hochstauden gebildet. Das *Alnion incanae* besiedelt im Untersuchungsgebiet die grundwasserbeeinflußten Geröllhalden am Rand von Lonza und Turtmänna. Jedoch ist es hier kaum in Form geschlossener Auenwälder ausgeprägt, sondern erscheint z.T. in Gruppen von Einzelbäumen oder in Vergesellschaftung mit *Alnenion viridis* in den Steiltälern und den flacheren Talböden.

Der Grenzen der Grauerlenbestände wurden im Gelände flächendeckend kartiert.

33./34. *Quercion pubescenti-petraeae* (6.3.4) mit *Deschampsio-Pinion*

Der Flaumeichenwald ist auf die strahlungsklimatischen Gunstlagen am südexponierten Hang des Rhônetals beschränkt. Kleinere Vorkommen der verbandstypischen Artenzusammensetzung sowie der bestandesbildenden Hybriden von Flaum- und Traubeneiche *Quercus pubescens* und *Quercus petraea* finden sich bis ca. 850m Höhe auf warmen Lichtungen unterhalb von Unterems. Auf der Südrampe des Lötschentals steigen die Flaumeichenwälder z.T. bis auf eine Höhe von 1400m (oberster Fund von *Quercus pubescens* an 1480m), nach oben gehen sie langsam in Heidelbeer-Fichtenwälder *Vaccinio-Piceion* über.

Das *Quercion pubescenti-petraeae* wurde in der Vergangenheit (bis vor ca. 100 Jahren nach HEGG et al. (1993, S. 96) als Niederwald genutzt, was ihm ein mehrstämmiges, buschiges Erscheinungsbild mit Baumhöhen nicht über 8-10m beschert. Der Unterwuchs wird gebildet von wärmeliebenden Trockenzeigern (z.B. gemeiner Wacholder *Juniperus communis ssp. communis*, Mehlbeerbaum *Sorbus aria*, Vogelkirsche *Prunus avium*, Jupiter-Lichtnelke *Silene flos-jovis*, Hasenklee *Trifolium arvense*), die Bestände sind in einem Mosaik mit Felsensteppe, Trockenrasen und Sefisträuchern angeordnet.

Auf engem Raum verzahnt sich der Flaumeichenwald hier mit wärmeliebenden Föhrenwäldern des *Deschampsio-Pinion (Ononido-Pinion)*. Der Bergföhrenverband wurde in der vorliegenden Arbeit nicht als eigenständige Klasse kartiert, weil er mit den Flaumeichenwäldern ein kleinräumiges Mosaik bildet, in der je nach Mikrostandort die Bergföhre *Pinus sylvestris* oder die Flaumeiche *Quercus pubescens* mehr Individuen stellt. Natürlicherweise kommt die Flaumeiche in tieferen und wärmeren Lagen vor, die Bergföhre in höheren Bereichen mit Frostgefahr, jedoch haben anthropogene

Einwirkungen das ökologisch bedingte Gleichgewicht dieser Bestände erheblich verändert. Es ist anzunehmen, daß der Anteil der Bergföhre in Lagen über 800m aufgrund der natürlich-ökologischen Bedingungen ursprünglich überwog. Gegenüber dem Holzeinschlag im Rahmen der Niederwaldnutzung war jedoch die Flaumeiche schneller regenerationsfähig als die Bergföhre, so daß sich das Gleichgewicht zu ihren Gunsten verschob und sie auch Standorte besiedeln konnte, auf denen die Bergföhre rein ökologisch im Vorteil war. Einen ähnlich negativen Einfluß hatte die offene Waldweide auf die Bestände der Bergföhre. Der Bau der Aluminiumhütten im Rhônetal führte zusätzlich in den 60er und 70er Jahren zu einer starken Immissionen von Fluor und anderen Schadstoffen (SO_2, HCl, No_x), die zu großen Waldschäden in der Region führten. Bedingt durch eine Überalterung, weil die Wälder z.T. seit 20 Jahren nicht mehr forstlich genutzt und gepflegt wurden, sowie durch klimatisch bedingten Trockenstreß konnte sich die laubwerfende Flaumeiche besser an die Umweltbedingungen anpassen, während die Bergföhre nachhaltig geschädigt wurde (vgl. KIENAST 1982, DELARZE et al. 1999, S. 297).
Die Flaumeichen- und Bergföhrenbestände wurden mit Hilfe der texturbasierten Luftbildklassifikation ermittelt, ihre obere Verbreitungsgrenze wurde im Gelände kartiert.

35./36.Gemischte Laubbestände
Neben den floristisch definierten Laubwald-Verbänden ergab sich eine zusätzliche Laubwaldklasse, in der offene gemischte Laubbaumbestände, vor allem aus gewöhnlicher Esche *Fraxinus excelsior*, Vogelbeerbaum *Sorbus aucuparia*, Traubenkirsche *Prunus padus*, Bergahorn *Acer pseudoplatanus*, Feldahorn *Acer campestre*, Haselnuß *Corylus avellana*, sowie auch verschiedenen Alleebäumen zusammengefaßt wurden. Diese Bestände finden sich im Lötschental in Talbodennähe, oft als Baumgruppen in landwirtschaftlich genutzten oder aufgegebenen Flächen, im Rhônetal sowie in beiden Steiltälern.
Die Bäume konnten (ab einer bestimmten Größe) mit Hilfe der texturbasierten Luftbildklassifikation als Laubbäume ausgewiesen werden.

Nadelwälder der Hochlagen

37./38. *Abieti-Piceion* (6.6.1)
Im Tannen-Fichtenwald sind die Weisstanne *Abies alba* und Fichte *Picea abies* die hauptsächlichen Bäume, die mit Säurezeigern wie der Heidelbeere *Vaccinium myrtillus* im Untergrund auf wenigen Flächen im Lötschen-Steiltal in Höhen von 1100-1700m vorkommen. Dieser Verband hat im nördlichen Untersuchungsgebiet seine südliche Verbreitungsgrenze, sein Optimum liegt auf der Alpennordseite.
Er wurde mittels Gegenhangkartierung mit Fernglas vorkartiert und durch Begehung validiert.

39./40 *Vaccinio-Piceion* (6.6.2)
Der Heidelbeer-Fichtenwald macht den größten Anteil des Waldes im Untersuchungsgebiet aus. Er bildet eine breite Höhenzone in der subalpinen Stufe bis ca. 2000m, gegen das Turtmanntal senkt sich seine Obergrenze ab. Die Bestände sind nur durch Lawinenbahnen und Bachrinnen gestört. Neben der

Fichte *Picea abies* bildet im Lötschental vor allem die Lärche *Larix decidua* die Bestände. Sie bevorzugt aufgrund ihres Pioniercharakters gegenüber der Fichte sonnige, schwach störungsbeeinflußte Flächen und bildet oft einen Saum um die Fichten-dominierten Wälder. Der Unterwuchs wird auf trockenen Standorten durch Zwergsträucher wie Zwergwacholder *Juniperus communis ssp. nana*, Heidelbeere *Vaccinium myrtillus*, Preiselbeere *Vaccinium vitis-idea*, in tieferen feuchten Lagen und in Rinnen des Schatthangs durch das wollige Reitgras *Calamagrostis villosa* und in höheren schattigen Lagen durch die rostblättrige Alpenrose *Rhododendron ferrugineum* gebildet.
Nach oben hin geht ab ca. 1800m (Turtmanntal) bis 1900m (Lötschental) das *Vaccinio-Piceion* in den Lärchen-Arvenwald *Larici-Pinetum cembrae* über. Auf dem Lötschentaler Sonnhang befinden sich über dem *Vaccinio-Piceion* lichte Lärchenwälder des *Junipero-Laricetum*.
Die Grenzen des *Vaccinio-Piceion* gegen Lärchen-Arvenwald und lichten Lärchenwald wurden vom Gegenhang kartiert.

41./42. *Larici-Pinetum cembrae* (6.6.3)
Der Lärchen-Arvenwald ist wohl der physiognomisch beeindruckendste Verband im Untersuchungsraum. Die Arve *Pinus cembra* bildet an der oberen Waldgrenze jahrhundertealte Baumriesen mit z.T. bizarrem Wuchs aus. Dieser Waldtyp mit der besonders kälteresistenten Arve gilt als der Prototyp des kontinentalen Gebirgsklimas (RICHTER 1999). Begleitet wird der Bestand von Lärchen *Larix decidua* und von rostblättriger Alpenrose *Rhododendron ferrugineum* sowie Heidel- und Moorbeere *Vaccinium myrtillus /gaultheroides* im Unterwuchs.
Im Lötschental finden sich Standorte nur auf den obersten Lagen des Schatthangs oberhalb von 1900m, während auf dem Sonnhang die Arve für Bau- und Nutzholz herausgeschlagen wurde, so daß hier fast nur lichte Lärchenwälder des *Junipero-Laricetum* zu finden sind. Einige Relikte des *Larici-Pinetum cembrae* sind an den Felsen oberhalb Tellistafel, Fafleralp und am Weg von der Faldumalp zur Meiggalp zu finden. Im Turtmanntal bildet das *Larici-Pinetum cembrae* oberhalb 1800m geschlossene, fast ungestörte Verbände, der Lärchenanteil verringert sich mit zunehmender Höhe.
Die Lärchen-Arvenwälder wurden ebenso wie die anderen Baumbestände grundsätzlich mit dem Textur-Luftbildverfahren extrahiert, ihre Grenzen wurden manuell kartiert.

43./44. *Junipero-Laricetum* (6.6.4)
Die lichten Lärchenwälder des Untersuchungsgebietes außerhalb der Pionierstandorte auf Schwemmfächern und im Gletschervorfeld sind fast ausnahmslos menschlichen Ursprungs. Wie bereits erwähnt, wurde sowohl die Waldgrenze durch Rodung gesenkt als auch der Anteil der Fichte und Arve in den oberen Waldlagen enorm reduziert. Lichte Lärchenwälder dienten lange Zeit der Waldweide (Wytweide), so daß sich in ihrem Unterwuchs Zwergsträucher und das *Nardion* finden. Von der floristischen Zusammensetzung entsprechen sie einer trockenen Variante des *Vaccinio-Piceion*.
Sie wurden ebenso mit der Texturmethode ausgewiesen und ihre Grenze zum *Vaccinio-Piceion* kartiert.

45./46. *Vaccinio-Piceion* mit hohem Laubwaldanteil
Als weitere Klasse im Übergang zu den Nadelhölzern der Hochlagen wurde Mischwald ausgewiesen.

Dieser besteht zu etwa gleichen Anteilen aus Laubbeständen und Arten des Heidelbeer-Fichtenwaldes *Vaccinio-Piceion* mit einer deutlichen Dominanz der Lärche. Die Bestände finden sich fast ausschließlich auf dem nordexponierten Rhônetalhang bis zur Höhe der Trogschultern auf ca. 1300m. Darüber gehen sie in reines *Vaccinio-Piceion* über.
Die Bäume wurden mit der oben erwähnten Textur-Methode aus den Luftbildern extrahiert, jedoch mußte die Zusammensetzung wegen der Bestandsdichte punktuell kartiert werden.

Lägerstellen

47. *Rumicion alpini* (7.1.7)
Diese Hochstaudenflur, die auf stickstoff- und phosphatreichen Untergründen gedeiht, findet sich in der Umgebung von Viehlägern und Alphütten/Stafeln, auch wenn diese schon längere Zeit nicht mehr genutzt werden, d.h. dieser Verband kann als Indikator ehemals intensiver Viehhaltung verwendet werden. Seine Zeigerarten sind neben dem großblättrigen Alpenampfer *Rumex alpinus* das Alpen-Greiskraut *Senecio alpinus* und im Untersuchungsgebiet als eindeutiger Zeiger der Viehlägerstellen die Alpen-Kratzdistel *Cirsium spinosissimum. Rumex alpinus* eignet sich zur Schweinefütterung (im Lötschental bei Nidren Mattu im Gehege an der Lonza).
Die Lägerstellen wurden im Gelände kartiert und mit Hilfe der Stafel in den Luftbildern extrapoliert.

Feldkulturen

48. Weinbau
Die Weinbauflächen liegen in den Strahlungs-Gunstlagen auf der Südrampe des Lötschentals sowie um den Ort Turtmann herum. Sie sind eher kleinparzelliert und nicht mit den großen Weinbauflächen des Mittelwallis zu vergleichen.
Sie konnten eindeutig anhand der Luftbilder ausgewiesen werden. Es fiel auf, daß zwischen 1993 und 1995 einige kleinere Weinbauflächen bei Niedergampel neu entstanden sind.

49. Äcker
Bis auf wenige Klein-Äcker in einigen Ortschaften im Lötschental (z.B. am Städelfluh in Blatten) finden sich größere Ackerflächen mit monokulturellem Bewässerungsanbau nur im Rhônetal. Ihre aktuelle Verbreitung wurde, soweit abweichend von den 1995er Luftbildern, kartiert.

50. Freizeitflächen
In diese Kategorie fallen Rasen-Sportplätze und Campingplätze im Rhône- und Lötschental.

51./52. Unbewachsene Fläche, Verbauungen
Diese Klasse umfaßt sowohl Siedlungs- als auch Gewerbeflächen sowie die Bahnhöfe, Parkplätze, Flugplätze und unbewachsene Sportplätze.
Auch die Verbauungen und Lawinenleitdämme wurden zu dieser Einheit gezählt, weil sie z.T. nicht bewachsen sind bzw. anthropogene Aufpflanzungen darstellen.

8. Zusammenfassende Statistik der Verteilungsmaße

Klasse	Statistik	DHM	Neig	Expc	Exp-cos	Exp-sir	Q-Wölb	L-Wölb	WDM	WDM-i	Find-WD	D-std3	D-std2(	Aktinc	Topo5	Rad
1	Mean	2872	26,4	210	49	48	-0,10	-0,08	5484	4751	21	12,64	89,88	9,02	97	22931
	Median	2900	25,0	191	47	40	-0,05	-0,03	4313	3312	17	10,63	73,28	9,36	98	25710
	Min	0	0,0	0	0	0	-9,34	-9,51	0,6	0,64	0,00	0,00	16,41	-0,55	27	0
	Max	3871	70,0	361	100	100	9,79	13,96	108402	130891	628	1514,01	1529,94	21,85	191	40922
	Std	269	11,8	102	31	39	0,82	0,97	5819	6415	20	33,33	112,17	2,22	10	11343
	Var.-k	9	45	49	63	83	839	1195	106	135	95	264	125	25	11	49
2	Mean	1616	5,5	222	58	52	-0,09	-0,31	4064	338	49	2,61	25,27	4,05	95	26308
	Median	1360	1,0	200	65	39	0,00	0,00	11,4	0,64	15,76	0,67	28,21	2,46	98	25097
	Min	624	0,0	0	0	0	-5,73	-4,05	0,6	0,64	0,00	0,00	0,54	-0,50	64	11733
	Max	2890	37,0	361	100	100	2,57	4,96	92495	41961	645	17,39	78,15	11,50	115	37096
	Std	870	7,8	117	37	33	0,45	0,76	9127	1788	92	3,42	19,24	4,39	6	2952
	Var.-k	54	142	53	63	64	497	243	225	529	189	131	76	108	6	11
3	Mean	2125	11,8	173	40	65	-0,12	-0,27	11689	1174	77	5,08	43,04	9,10	94	28020
	Median	2157	9,0	158	36	85	-0,10	-0,16	9026	302	50	4,00	41,36	9,48	95	27681
	Min	1372	0,0	0	0	0	-3,36	-3,36	0,6	0,64	0,00	0,50	20,14	-0,46	76	18927
	Max	2692	36,0	349	100	100	2,60	2,81	95276	14293	584	16,05	90,58	11,53	111	37256
	Std	275	8,2	79	27	38	0,40	0,68	11062	1859	86	3,36	14,23	1,66	6	3387
	Var.-k	13	69	45	69	59	325	254	95	158	111	66	33	18	6	12
4	Mean	2060	14,0	206	44	50	-0,16	-0,21	12634	1805	63	6,06	45,79	8,94	93	25240
	Median	2031	13,0	195	47	59	-0,09	-0,16	6612	273	38	5,48	43,16	9,14	94	25974
	Min	1044	0,0	0	0	0	-4,35	-3,91	0,6	0,64	0,00	0,00	14,56	-0,47	65	4234
	Max	2752	46,0	361	100	100	4,01	3,20	131766	36510	640	23,15	126,55	12,75	119	37724
	Std	294	8,7	92	29	40	0,57	0,67	16340	3695	82	3,74	16,71	1,80	7	5479
	Var.-k	14	62	45	65	80	359	311	129	205	131	62	36	20	7	22
5	Mean	2641	26,9	122	63	69	-0,02	-0,11	4628	3913	19	12,54	69,17	8,15	99	23787
	Median	2630	26,0	117	66	79	-0,06	-0,13	2319	2077	14	11,21	66,73	8,88	98	26481
	Min	2155	0,0	0	0	0	-11,66	-17,94	0,6	0,64	0,00	0,53	13,37	-0,53	50	0
	Max	3079	70,0	359	100	100	12,94	20,18	76625	151774	581	63,92	146,04	23,70	149	40606
	Std	170	12,2	92	32	30	1,18	1,72	7731	7698	25	7,49	24,55	2,85	11	9863
	Var.-k	6	45	75	52	44	537	1624	167	197	132	60	35	35	12	41
6	Mean	2515	26,6	188	49	54	-0,07	-0,11	5607	4382	20	11,78	72,45	8,71	97	24672
	Median	2543	28,0	172	49	60	-0,06	-0,12	3461	2507	15	11,78	72,62	9,24	97	26260
	Min	772	0,0	0	0	0	-14,32	-20,31	0,6	0,64	0,00	0,00	11,72	-0,74	32	0
	Max	3311	69,0	361	100	100	10,44	15,65	131766	226424	664	64,33	162,06	19,90	194	40988
	Std	229	9,8	101	32	38	0,82	0,92	7460	7269	26	4,90	21,97	2,19	10	9326
	Var.-k	9	37	54	66	71	119	849	133	166	127	42	30	25	10	38
7	Mean	2736	33,8	125	55	74	0,32	0,28	2112	7184	14	17,29	77,81	7,36	107	24246
	Median	2722	36,0	124	53	85	0,13	0,10	512	3386	8	16,23	73,48	7,80	104	28816
	Min	2152	0,0	0	0	0	-9,23	-11,54	0,6	0,64	0,00	0,73	14,41	-0,58	55	0
	Max	3234	72,0	359	100	100	16,39	17,88	59074	187425	439	68,07	1029,35	20,80	194	41529
	Std	225	15,3	77	34	27	1,82	2,21	4215	12964	23	9,97	48,39	3,58	17	12127
	Var.-k	8	45,2	62	63	37	563	798	200	180	167	58	62	49	16	50
8	Mean	2629	37,1	203	48	47	0,12	0,09	3432	5854	11	18,46	97,44	8,95	102	21163
	Median	2635	38,0	198	49	42	0,04	0,01	1740	3401	9	17,79	90,58	9,50	100	23010
	Min	773	0,0	0	0	0	-16,10	-20,31	0,6	0,64	0,00	0,33	13,62	-1,00	26	0
	Max	3871	74,0	361	100	100	22,04	20,31	105872	221790	635	78,25	1458,89	25,81	198	41650
	Std	335	11,9	102	32	38	1,50	1,71	5039	9495	11	7,96	66,18	3,10	15	12810
	Var.-k	13	32	50	66	81	122	1976	147	162	98	43	68	35	15	61

8. Zusammenfassende Statistik der Verteilungsmaße

Klasse	Statistik	DHM	Neig	Expc	Exp-cos	Exp-sir	Q-Wölb	L-Wölb	WDM	WDM-i	Find-WD	D-std3	D-std2(	Aktinc	Topo5	Rad
9	Mean	789	33,5	178	12	74	0,07	0,00	5907	3456	14	15,07	87,29	10,21	99	32409
	Median	782	35,0	177	9	77	0,01	0,00	5246	2880	12	15,32	87,37	10,34	99	33505
	Min	629	1,0	34	0	0	-6,25	-9,75	0,6	0,64	-2,33	0,78	37,83	-0,46	58	7558
	Max	1014	60,0	306	100	100	4,75	9,12	74563	35169	469	39,27	130,15	13,58	150	35692
	Std	84	7,0	28	13	18	0,74	0,96	4560	3279	14	3,87	16,30	1,15	7	3248
	Var.-k	11	21	16	107	24	112(	4798	77	95	98	26	19	11	7	10
10	Mean	2440	26,1	146	34	84	0,07	0,01	6657	3262	19	11,67	62,00	8,33	99	32105
	Median	2418	26,0	147	28	91	-0,01	-0,05	4311	1201	15	11,19	61,60	9,40	98	33639
	Min	2136	0,0	0	0	0	-5,13	-7,90	0,6	0,64	-6,48	1,22	33,56	-0,49	78	3484
	Max	2843	64,0	352	100	100	8,73	8,07	59074	102833	284	46,35	89,22	12,96	186	40606
	Std	161	9,5	47	27	19	1,01	1,14	8310	8058	19	5,24	11,83	2,78	12	5427
	Var.-k	7	36	32	78	23	1407	1029(	125	247	99	45	19	33	12	17
11	Mean	2553	27,9	109	60	80	0,10	0,05	4970	3752	18	12,82	70,19	8,72	100	25360
	Median	2544	27,0	118	53	93	0,00	-0,03	3326	1955	15	11,50	68,49	9,31	98	29277
	Min	2216	0,0	0	0	3	-9,23	-7,35	0,6	0,64	0,00	0,67	29,74	-0,52	65	0
	Max	2941	71,0	357	100	100	14,71	17,88	64762	154297	501	68,07	124,86	16,77	193	41129
	Std	142	11,1	64	30	25	1,16	1,51	6329	7554	21	6,61	20,46	2,34	12	9860
	Var.-k	6	40	59	50	31	115(	3154	127	201	115	52	29	27	12	39
12	Mean	2293	25,2	171	36	67	0,03	-0,01	5715	4678	23	11,03	68,42	8,88	99	28926
	Median	2325	26,0	157	30	84	0,00	-0,03	3986	3075	16	10,83	67,19	9,26	99	30077
	Min	1060	0,0	0	0	0	-10,37	-11,49	0,6	0,64	0,00	0,33	10,29	-0,54	46	0
	Max	2930	71,0	361	100	100	11,46	12,43	118550	198846	661	66,78	166,93	21,49	171	40550
	Std	238	9,9	72	28	35	0,75	0,81	6944,3	6439	30	4,90	22,61	2,01	8	6227
	Var.-k	10	39	42	77	53	276(	8396	121	138	132	44	33	23	8	22
13	Mean	1738	36,3	201	41	46	-0,36	-0,19	9858	3054	15	17,73	102,51	10,75	92	23019
	Median	1828	37,0	227	38	33	-0,18	-0,14	5541	977	12	17,04	105,34	10,82	92	24427
	Min	659	0,0	0	0	0	-13,88	-11,11	0,6	0,64	0,00	0,00	28,75	-0,50	23	0
	Max	2552	73,0	361	100	100	14,66	20,86	123374	70597	633	76,53	180,50	22,35	189	38689
	Std	375	10,4	90	30	39	1,76	1,58	12348	5247	26	6,94	25,45	2,05	15	8764
	Var.-k	22	29	45	73	85	49(	844	125	172	176	39	25	19	17	38
14	Mean	1502	37,6	189	22	63	0,09	0,03	5705	4181	12	18,36	101,55	10,31	99	29606
	Median	1515	38,0	179	17	76	0,08	0,02	3690	3063	10	17,36	100,52	10,42	99	31870
	Min	638	1,0	0	0	0	-14,59	-14,16	0,6	0,64	0,00	0,50	23,06	-0,52	38	0
	Max	2651	70,0	359	100	100	11,44	9,91	104663	119337	546	61,25	386,51	24,46	189	39307
	Std	402	10,1	55	20	34	1,40	1,48	7867	5917	12	7,02	29,11	2,26	14	7041
	Var.-k	27	27	29	92	54	154(	4989	138	142	99	38	29	22	14	24
15	Mean	2576	25,8	184	49	51	0,08	0,07	3943	5491	21	11,58	64,15	7,77	101	24530
	Median	2576	27,0	173	48	53	0,00	-0,01	1795	2867	13	11,60	62,29	8,55	99	25811
	Min	2042	0,0	0	0	0	-7,17	-15,33	0,6	0,64	0,00	0,00	15,63	-0,54	61	0
	Max	3069	66,0	361	100	100	8,10	8,51	108402	252431	643	56,10	139,60	16,04	161	40880
	Std	168	11,1	101	32	38	0,88	0,96	6199	9420	30	5,41	22,11	2,69	11	8756
	Var.-k	7	43	55	66	74	1107	1412	157	172	144	47	34	35	10	36
16	Mean	2386	16,4	92	72	81	-0,23	-0,13	16093	912	43	7,22	51,16	8,95	93	25101
	Median	2402	16,0	87	79	89	-0,19	-0,16	9612	152	30	7,08	50,68	9,73	92	25573
	Min	2146	0,0	0	0	7	-4,78	-3,56	0,6	0,64	-25,96	0,67	29,56	-0,46	63	2842
	Max	2674	45,0	357	100	100	4,73	6,63	91892	48593	581	23,30	87,91	13,27	136	36768
	Std	99	7,9	54	25	21	0,86	1,01	17830	3249	55	3,45	11,64	2,58	8	4761
	Var.-k	4	48	59	35	26	369	766	111	356	126	48	23	29	8	19

8. Zusammenfassende Statistik der Verteilungsmaße

Klasse	Statistik	DHM	Neig	Expc	Exp-cos	Exp-sir	Q-Wölb	L-Wölb	WDM	WDM-i	Find-WD	D-std3	D-std2(	Aktinc	Topo5	Rad
17	Mean	2541	17,0	158	56	60	-0,15	-0,16	8390	2094	44	7,46	49,04	8,40	95	25454
	Median	2555	15,0	129	60	73	-0,12	-0,14	4353	652	29	6,53	46,16	8,96	96	26172
	Min	1944	0,0	0	0	0	-4,49	-4,02	0,6	0,64	0,00	0,00	15,68	-0,48	61	8
	Max	3158	56,0	361	100	100	4,54	4,45	115918	90889	655	33,03	583,88	12,76	149	39077
	Std	142	10,3	99	32	37	0,69	0,82	11245	4240	58	4,74	22,50	2,29	8	5570
	Var.-k	6	61	63	57	62	446	519	134	202	131	64	46	27	8	22
18	Mean	633	3,6	249	63	39	0,01	-0,09	1015	181	40	1,70	19,89	2,11	98	24139
	Median	629	0,0	315	83	26	0,00	0,00	0,6	0,64	0,00	0,50	2,60	-0,45	99	24300
	Min	623	0,0	0	0	0	-3,23	-4,25	0,6	0,64	0,00	0,00	0,28	-0,46	74	6819
	Max	774	49,0	361	100	100	3,96	4,54	41110,1	26273	544	25,40	345,20	12,56	182	34812
	Std	15	8,2	120	38	28	0,27	0,48	2657,4	1043	95	3,59	38,04	3,62	6	2730
	Var.-k	2	230	48	60	73	2802	517	262	576	236	212	191	172	6	11
19	Mean	1447	20,3	197	46	55	0,02	-0,02	5533	4330	32	9,78	64,39	8,69	99	25706
	Median	1448	21,0	169	40	71	0,00	-0,03	4283	3110	21	8,65	61,47	9,03	99	26500
	Min	0	0,0	0	0	0	-5,38	-5,09	0,6	0,64	0,00	0,00	1,14	-0,50	60	0
	Max	2133	56,0	361	100	100	4,59	5,50	99292	68633	659	503,83	488,49	13,94	198	37441
	Std	326	9,0	98	31	39	0,56	0,74	6153	5177	46	22,79	43,08	1,74	7	7130
	Var.-k	23	44	50	67	70	2597	4548	111	120	141	233	67	20	7	28
20	Mean	1727	22,2	178	36	67	-0,03	-0,07	7344	3151	33	9,59	61,08	8,97	97	28633
	Median	1771	23,0	166	28	81	0,00	-0,05	4571	1604	19	9,87	62,98	9,19	97	30214
	Min	891	0,0	0	0	0	-7,30	-5,75	0,6	0,64	0,00	0,00	10,16	-0,46	60	0
	Max	2321	59,0	361	100	100	3,89	7,59	111695	48028	619	37,52	135,20	17,78	130	37640
	Std	234	9,6	77	29	34	0,71	0,72	10313	4379	57	4,35	20,27	1,78	8	6473
	Var.-k	14	43	43	80	51	2815	1059	140	139	172	45	33	20	8	23
21	Mean	1796	31,1	202	49	50	0,01	-0,05	5119	4817	16	14,02	85,32	9,57	98	23060
	Median	1874	32,0	183	49	56	0,02	-0,05	3882	3622	13	13,89	86,99	9,74	99	23046
	Min	647	1,0	0	0	0	-8,99	-10,58	0,6	0,64	-6,48	0,71	23,37	-0,48	38	5
	Max	2233	69,0	359	100	100	8,04	11,21	75941	49014	508	58,52	260,59	19,58	141	38079
	Std	279	8,9	97	28	41	0,88	0,92	5744	4919	14	5,11	21,29	1,66	9	8856
	Var.-k	16	29	48	58	83	6521	1704	112	102	91	36	25	17	9	38
22	Mean	1686	25,7	184	55	54	-0,70	-0,36	20386	1322	24	11,65	69,89	10,47	87	23023
	Median	1709	26,0	150	55	73	-0,33	-0,17	8896	126	19	11,58	71,83	10,50	88	23354
	Min	888	2,0	0	0	0	-8,62	-4,79	128,4	0,64	5,24	1,73	24,92	5,98	59	4502
	Max	2090	51,0	358	100	100	3,84	3,06	114655	19157	265	27,21	119,07	13,71	112	36602
	Std	231	9,0	101	27	42	1,41	1,02	23244	2640	18	4,32	19,79	1,39	10	6695
	Var.-k	14	35	55	49	78	201	281	114	200	74	37	28	13	12	29
23	Mean	1708	22,4	227	58	39	0,03	-0,10	5257	4705	28	9,79	62,67	9,02	97	22459
	Median	1770	19,0	286	63	17	0,03	-0,08	3942	3372	23	7,96	59,90	9,02	98	21789
	Min	649	0,0	0	0	0	-6,38	-7,47	0,6	0,64	0,00	0,50	12,69	-0,46	48	593
	Max	2106	58,0	359	100	100	6,16	6,48	81667	67059	599	36,31	139,71	15,72	139	37461
	Std	234	10,6	108	26	40	0,67	0,77	5589	5574	37	5,28	25,10	1,53	7	6636
	Var.-k	14	47	47	45	104	2262	796	106	118	131	54	40	17	7	30
24	Mean	1613	27,1	154	44	72	0,01	-0,01	6939	4566	19	11,73	72,96	9,38	99	27638
	Median	1677	28,0	151	32	85	0,02	-0,02	4899	3385	16	11,95	74,54	9,59	99	31587
	Min	658	1,0	0	0	0	-5,89	-5,02	0,6	0,64	-1,69	1,27	27,25	-0,47	65	7647
	Max	2090	52,0	359	100	100	7,10	5,27	92028	47453	523	28,87	101,50	14,21	136	37731
	Std	297	7,2	79	32	31	0,77	0,74	8765	4628	20	3,45	12,65	1,45	8	7697
	Var.-k	18	27	51	72	43	7556	6339	126	101	103	29	17	15	8	28

8. Zusammenfassende Statistik der Verteilungsmaße

Klasse	Statistik	DHM	Neig	Expc	Exp-cos	Exp-sir	Q-Wölb	L-Wölb	WDM	WDM-i	Find-WD	D-std3	D-std2(	Aktinc	Topo5	Rad
25	Mean	2142	22,9	215	54	37	-0,27	-0,15	8876	2510	33	10,08	62,63	9,40	95	22015
	Median	2148	24,0	263	58	14	-0,15	-0,13	5712	1293	19	10,02	62,80	9,65	95	22797
	Min	1591	0,0	0	0	0	-5,27	-6,19	0,6	0,64	0,00	0,33	14,79	-0,47	67	0
	Max	2613	58,0	359	100	100	5,37	3,88	128169	55570	637	35,93	126,35	14,71	137	36139
	Std	190	11,1	105	29	39	0,79	0,77	10386	3525	48	5,28	26,25	1,90	7	6185
	Var.-k	9	49	49	53	104	292	520	117	140	147	52	42	20	7	28
26-27	Mean	1705	30,2	202	58	47	-0,29	-0,18	9349	3011	19	13,69	82,69	10,24	94	20698
	Median	1757	32,0	192	62	40	-0,09	-0,13	5615	2038	14	14,01	85,40	10,30	95	21474
	Min	650	0,0	0	0	0	-12,01	-14,16	0,6	0,64	0,00	0,44	16,08	-0,63	35	0
	Max	2263	64,0	361	100	100	5,16	11,96	114655	39306	508	45,29	155,23	16,01	133	37579
	Std	277	10,1	108	26	42	1,14	0,92	11749	3513	21	5,32	26,25	1,47	10	8098
	Var.-k	16	33	54	44	88	389	517	126	117	111	39	32	14	10	39
28	Mean	940	37,4	164	20	82	0,10	0,02	5608	4578	11	17,38	102,61	10,48	100	32633
	Median	916	37,0	170	12	82	0,03	0,00	4752	3740	11	16,91	102,10	10,74	99	34033
	Min	644	7,0	34	0	0	-5,54	-14,16	0,6	0,64	-1,72	3,81	55,23	-0,63	60	9653
	Max	1487	66,0	344	100	100	8,23	11,96	74563	118335	45	49,31	166,30	16,66	164	37506
	Std	176	6,0	29	18	15	0,87	1,19	4989	5777	3	4,03	15,26	1,72	9	3626
	Var.-k	19	16	18	91	18	834	477(	89	126	31	23	15	16	9	11
29	Mean	2233	27,3	160	38	73	0,06	0,02	5128	4981	19	11,93	73,71	9,15	100	29232
	Median	2238	28,0	145	35	90	0,02	0,00	3910	3784	15	11,85	74,42	9,44	99	30085
	Min	1556	0,0	0	0	0	-5,96	-7,79	0,6	0,64	0,00	0,33	17,12	-0,51	58	4519
	Max	2809	61,0	361	100	100	7,74	8,19	131766	198846	541	39,90	148,17	16,85	147	39361
	Std	163	8,8	66	27	34	0,68	0,74	5655	5708	16	4,36	21,17	1,72	7	5560
	Var.-k	7	32	41	70	46	122(	443(	110	115	86	37	29	19	7	19
30	Mean	2189	27,0	170	23	76	0,01	0,12	6171	4185	17	11,62	70,11	9,21	100	32992
	Median	2219	27,0	162	19	87	0,00	0,10	4147	2625	16	11,63	69,50	9,55	100	34156
	Min	1807	5,0	39	0	0	-2,79	-3,17	0,8	11,93	-0,65	2,28	39,69	-0,18	81	14436
	Max	2550	44,0	321	99	100	2,88	2,67	72820	59951	100	21,67	103,56	12,38	125	38946
	Std	139	6,9	45	19	27	0,74	0,65	6835	5202	8	3,28	14,97	1,72	6	4286
	Var.-k	6	26	26	83	35	503(	561	111	124	48	28	21	19	6	13
31	Mean	2196	30,8	209	69	34	-0,01	-0,01	4984	5166	15	13,78	83,86	9,45	99	17108
	Median	2203	31,0	279	73	13	0,00	-0,03	3621	3843	13	13,33	84,62	9,59	99	17210
	Min	1482	0,0	0	0	0	-5,88	-8,73	0,6	0,64	-25,96	0,44	28,20	-0,50	56	0
	Max	2593	63,0	361	100	100	11,46	6,44	96337	125951	561	44,39	158,37	16,31	157	38838
	Std	139	8,4	124	24	37	0,86	0,86	5889	5643	14	4,58	19,16	1,55	8	6656
	Var.-k	6	27	59	34	107	681(	588(	118	109	88	33	23	16	8	39
32	Mean	1174	15,0	187	55	55	-0,23	-0,64	9763	27	56	7,24	40,78	7,69	87	23764
	Median	1228	13,0	164	59	60	0,00	-0,21	4901	4	22	6,45	43,57	9,16	88	24300
	Min	624	0,0	0	0	0	-13,98	-12,64	0,6	0,64	0,00	0,00	0,45	-0,46	31	0
	Max	2047	61,0	361	100	100	6,81	6,11	135920	2642	659	40,06	315,46	15,00	121	36540
	Std	397	13,3	109	33	37	0,96	1,51	15533	122	99	6,27	24,58	3,98	12	4243
	Var.-k	34	89	58	60	67	421	234	159	446	175	87	60	52	14	18
33-34	Mean	1058	32,8	174	14	76	0,04	0,05	5780	4853	14	14,81	92,72	10,05	100	33076
	Median	1059	34,0	175	10	79	0,00	0,00	5082	4102	13	14,90	92,75	10,30	99	34071
	Min	641	5,0	23	0	0	-6,25	-9,75	0,6	0,64	-2,57	2,29	39,26	-0,72	60	5295
	Max	1453	62,0	344	100	100	7,95	9,49	74563	118335	93	42,53	145,91	17,01	162	37165
	Std	200	7,7	28	15	17	0,73	0,94	4606	4526	6	4,41	16,52	1,50	8	3515
	Var.-k	19	23	16	108	22	196(	201(	80	93	42	30	18	15	8	11

8. Zusammenfassende Statistik der Verteilungsmaße

Klasse	Statistik	DHM	Neig	Expc	Exp-cos	Exp-sir	Q-Wölb	L-Wölb	WDM	WDM-i	Find-WD	D-std3	D-std2(	Aktinc	Topo5	Rad
35-36	Mean	1106	23,9	202	56	49	0,02	-0,06	4753	3610	26	11,19	72,49	8,50	98	22638
	Median	1108	26,0	180	60	40	0,00	-0,02	3842	2178	16	10,84	68,70	9,21	99	22935
	Min	623	0,0	0	0	0	-9,80	-13,28	0,6	0,64	0,00	0,00	0,00	-0,52	31	0
	Max	1857	70,0	361	100	100	8,23	11,38	121731	117039	659	486,48	486,59	16,53	198	37506
	Std	323	12,2	112	32	38	0,68	0,96	5663	4955	49	16,46	51,26	2,87	9	7300
	Var.-k	29	51	55	58	77	3201	1679	119	137	186	147	71	34	9	32
37-38	Mean	1401	36,2	123	60	85	0,20	0,04	3927	6166	11	16,52	105,61	9,96	102	23976
	Median	1406	36,0	110	60	98	0,12	-0,04	3806	5511	11	16,14	107,83	10,06	100	24580
	Min	953	15,0	30	0	0	-4,79	-3,48	81,5	64	3	5,95	51,01	5,83	81	3378
	Max	1765	58,0	350	100	100	7,20	4,77	15473	34692	32	36,98	145,73	12,84	146	35296
	Std	162	5,5	59	17	29	0,81	0,84	2490,1	4139	3	3,53	13,89	1,06	7	5319
	Var.-k	12	15	48	28	34	399	2212	63	67	27	21	13	11	7	22
39-40	Mean	1617	34,9	210	52	43	0,02	-0,05	4839	5149	13	16,45	96,38	9,90	99	20357
	Median	1635	35,0	243	53	24	0,04	-0,04	3479	3987	12	15,55	95,60	9,91	99	19775
	Min	630	0,0	0	0	0	-13,88	-16,37	0,6	0,64	0,00	0,00	14,41	-0,63	23	0
	Max	2289	74,0	361	100	100	14,66	20,86	108866	119337	659	80,04	355,81	20,73	189	39238
	Std	242	10,1	103	29	40	1,19	1,20	6627	5757	15	6,53	26,80	1,86	12	9399
	Var.-k	15	29	49	57	93	7635	2572	137	112	113	40	28	19	12	46
41-42	Mean	2030	32,9	197	56	40	0,02	-0,02	4855	5305	14	15,02	89,49	9,75	99	19825
	Median	2038	33,0	250	58	20	0,03	-0,02	3723	4226	13	14,23	87,91	9,76	99	20681
	Min	1666	0,0	0	0	0	-8,24	-9,18	0,6	0,64	-6,48	0,33	26,44	-0,48	56	0
	Max	2606	70,0	361	100	100	11,44	12,02	75280	125951	636	61,25	197,41	24,29	172	38425
	Std	150	8,7	109	29	39	0,94	0,95	5096	5528	13	5,55	21,26	1,54	9	7502
	Var.-k	7	26	55	52	98	4635	3910	105	104	94	37	24	16	9	38
43-44	Mean	1868	31,6	193	43	55	0,04	-0,01	4906	4785	17	14,59	85,59	9,45	99	24803
	Median	1921	33,0	176	39	66	0,03	-0,02	3193	3135	13	14,25	84,39	9,56	99	26787
	Min	804	0,0	0	0	0	-11,34	-9,62	0,6	0,64	0,00	0,33	10,16	-0,49	35	0
	Max	2626	71,0	361	100	100	8,41	9,66	128671	83634	659	67,52	211,97	23,85	171	39162
	Std	238	10,8	92	30	39	1,05	0,98	6838	5706	22	6,30	27,94	1,92	10	9609
	Var.-k	13	34	47	71	71	2922	12816	139	119	131	43	33	20	10	39
45-46	Mean	1041	31,8	245	78	26	0,00	-0,08	4444	5258	15	15,05	92,06	9,61	98	13670
	Median	1042	32,0	327	85	17	0,01	-0,04	3639	4856	13	13,94	82,35	9,66	99	12756
	Min	629	0,0	0	0	0	-8,99	-8,97	0,6	0,64	0,00	0,44	45,78	-0,47	42	0
	Max	1573	62,0	359	100	100	7,17	6,97	101926	46011	528	399,36	446,16	14,36	189	37522
	Std	227	7,9	134	22	26	0,80	1,03	5101	4365	16	16,59	51,05	1,35	10	6529
	Var.-k	22	25	55	28	101	25928	1360	115	83	106	110	55	14	10	48
47	Mean	1628	19,2	185	48	56	0,05	-0,04	5706	5094	34	8,17	63,30	8,55	98	25458
	Median	1581	20,0	162	45	70	0,02	-0,04	4193	3504	22	8,17	62,76	8,92	99	25713
	Min	630	0,0	0	0	0	-3,16	-3,42	0,6	0,64	0,00	0,00	0,23	-0,48	72	2075
	Max	2893	52,0	361	100	100	4,27	7,59	84457	68633	583	29,49	475,42	13,62	164	38703
	Std	432	8,4	98	32	38	0,60	0,75	7173	6499	48	3,72	30,24	1,76	7	6194
	Var.-k	27	44	53	65	69	1156	1774	126	128	142	46	48	21	7	24
48	Mean	682	22,3	187	20	63	0,00	-0,29	5963	928	37	9,82	59,54	8,76	94	28936
	Median	669	24,0	176	11	77	0,00	-0,19	5984	177	18	10,24	59,33	9,67	93	30971
	Min	628	0,0	0	0	0	-3,30	-3,75	0,6	0,64	0,00	0,00	18,14	-0,47	76	12791
	Max	793	48,0	361	100	98	4,00	4,30	41110	29855	531	24,87	92,70	12,59	140	34945
	Std	48	11,0	60	25	29	0,6	1,0	4514	2459	79	4,9	15,2	2,7	9	4629
	Var.-k	7	49	32	124	45	47924	351	76	265	213	50	26	31	9	16

8. Zusammenfassende Statistik der Verteilungsmaße

Klasse	Statistik	DHM	Neig	Expo	Exp-cos	Exp-sin	Q-Wölb	L-Wölb	WDM	WDM-	Find-WD	D-std3	D-std2(	Aktinc	Topo5	Rad
49	Mean	633	0,7	288	77	34	0,00	-0,02	473	71	31	0,41	8,91	0,89	98	24252
	Median	630	0,0	361	94	26	0,00	0,00	0,6	0,64	0,00	0,00	1,01	-0,45	99	24300
	Min	623	0,0	0	0	0	-1,42	-3,04	0,6	0,64	0,00	0,00	0,00	-0,45	79	15486
	Max	1612	36,0	361	100	100	1,35	1,44	24773	14320	550	16,14	76,45	10,91	104	33451
	Std	51	2,4	116	31	24	0,10	0,19	1659	644	87	1,03	15,77	2,78	2	868
	Var.-k	8	322	40	40	71	43704	-852	351	913	279	251	177	312	2	4
50	Mean	962	3,4	259	61	38	-0,05	-0,16	3699	87,36	61,80	1,61	17,90	3,96	96	24898
	Median	632	0,0	302	78	26	0,00	0,00	5,0	0,64	0,00	0,50	15,14	1,60	99	24300
	Min	629	0,0	0	0	0	-1,52	-1,97	0,6	0,64	0,00	0,00	0,57	-0,45	84	18332
	Max	1771	29,0	361	100	99	0,67	1,09	34876	2300	587	12,77	66,68	10,53	99	32236
	Std	413	5,7	110	37	30	0,22	0,39	6205	325	107	2,40	15,67	4,51	4	1841
	Var.-k	43	168	43	60	79	499	252	168	373	173	149	88	114	5	7
51	Mean	1031	8,6	205	49	53	0,02	-0,07	2949	1985	52	3,74	38,79	5,12	98	25806
	Median	645	5,0	181	41	53	0,00	0,00	1026,0	34	23	2,32	36,78	7,11	99	24504
	Min	624	0,0	0	0	0	-3,07	-4,36	0,6	0,64	0,00	0,00	0,00	-0,48	65	4857
	Max	2521	44,0	361	100	100	3,03	3,99	107397	60386	664	21,25	446,31	11,59	169	36340
	Std	488	9,3	108	36	34	0,36	0,57	4415	4698	91	3,86	42,76	4,12	6	3887
	Var.-k	47	108	53	73	65	1790	782	150	237	176	103	110	80	6	15
52	Mean	1934	22,2	226	49	47	0,09	0,04	5715	7251	23	9,51	65,01	8,99	100	23917
	Median	1946	20,0	252	50	22	0,11	0,00	4290	6148	22	8,36	61,96	8,93	99	24355
	Min	1427	8,0	0	2	0	-1,90	-2,62	85,7	399	5	3,27	30,38	4,74	86	0
	Max	2341	53,0	358	97	100	2,66	3,57	32673	38597	62	28,98	107,89	14,52	134	34826
	Std	307	8,7	94	26	42	0,57	0,64	5532	5173	10	4,35	18,13	1,32	7	6663
	Var.-k	16	39	42	54	90	626	1534	97	71	44	46	28	15	7	28

9. Hauptkomponentenanalyse der Klassen 13, 17, 22, 29 und 39/40

Agrostietum schraderianae (13)

K	Eigen-wert	Eigen wert kum. [%]	Var.	k1	k2	k3	k4	k5
k1	**48.37**	**48.37**	dhm	0.08	-0.16	**0.45**	0.01	0.02
k2	**22.02**	**70.39**	slp	0.04	0.09	**-0.43**	-0.21	0.07
k3	**6.17**	**76.57**	aspvalco	0.01	-0.03	0.29	-0.06	0.28
k4	**4.98**	**81.55**	aspvalsin	-0.01	-0.03	0.01	0.23	-0.60
k5	**4.29**	**85.84**	plcurv	0.10	**-0.47**	-0.37	0.29	0.17
k6	3.88	89.72	procurv	0.07	-0.19	-0.25	**0.56**	0.29
k7	3.23	92.95	floacc	-0.27	**-0.57**	-0.12	-0.13	-0.01
k8	2.16	95.12	wdm	**0.93**	-0.27	0.04	**0.54**	0.09
k9	1.73	96.85	wdminv	0.04	-0.14	0.09	0.02	0.03
k10	1.36	98.20	find-flo	-0.20	-0.07	0.31	0.25	0.13
k11	0.88	99.09	find-wdn	-0.10	-0.06	0.29	0.20	0.06
k12	0.55	99.64	dhm-std3	0.01	0.00	0.00	-0.02	0.01
k13	0.22	99.85	akt-ind	-0.05	0.28	-0.32	-0.08	0.09
k14	0.08	99.94	topo5	0.10	-0.30	0.00	0.13	0.02
k15	0.06	100.00	rad	0.00	-0.03	-0.09	0.24	-0.62
k16	0.00	100.00	nd-rad-i	0.09	-0.33	0.06	-0.09	-0.16

Salicion herbaceae (17)

K	Eigen-wert	Eigen wert kum. [%]	Var.	k1	k2	k3	k4	k5
k1	**44.43**	**44.43**	dhm	0.03	0.02	-0.12	-0.02	-0.06
k2	**20.33**	**64.76**	slp	-0.27	-0.10	**0.55**	0.03	0.38
k3	**9.29**	**74.05**	aspvalcos	-0.01	0.04	-0.19	**0.88**	0.04
k4	**6.02**	**80.08**	aspvalsin	0.08	-0.02	**-0.53**	-0.09	**0.72**
k5	**5.43**	**85.50**	plcurv	-0.08	0.14	0.03	-0.08	-0.11
k6	4.46	89.96	procurv	-0.04	0.06	0.03	-0.07	-0.11
k7	3.73	93.69	floacc	0.01	0.00	0.03	0.00	0.00
k8	2.22	95.91	wdm	**0.43**	**-0.65**	-0.06	-0.02	-0.33
k9	1.57	97.48	wdminv	-0.11	0.06	0.18	-0.11	-0.06
k10	1.01	98.49	find-flo	**0.50**	0.29	**0.41**	0.04	0.19
k11	0.49	98.98	find-wdm	**0.63**	**0.41**	0.03	0.00	0.00
k12	0.38	99.36	dhm-std3	-0.03	-0.01	0.07	0.00	0.04
k13	0.32	99.68	akt-ind	0.07	-0.30	0.30	0.02	0.35
k14	0.28	99.96	topo5	-0.08	0.12	0.04	-0.08	-0.11
k15	0.03	99.99	rad	0.08	-0.01	-0.23	-0.43	0.10
k16	0.01	100.00	nd-rad-i	-0.22	**0.42**	-0.11	-0.07	-0.16

Adenostylion (22)

K	Eigen-wert	Eigen wert kum. [%]	Var.	k1	k2	k3	k4	k5
k1	**57.82**	**57.82**	dhm	0.13	0.01	**-0.58**	-0.13	**-0.48**
k2	**26.64**	**84.46**	slp	0.06	0.04	0.05	0.26	-0.29
k3	**3.96**	**88.42**	aspvalco	-0.03	-0.01	0.15	0.06	-0.34
k4	**2.86**	**91.28**	aspvalsin	-0.09	0.10	-0.29	**0.81**	-0.12
k5	**2.50**	**93.79**	plcurv	0.23	-0.07	-0.32	0.08	**0.57**
k6	1.95	95.73	procurv	0.07	0.02	-0.26	-0.01	0.22
k7	1.40	97.13	floacc	-0.36	**-0.81**	-0.08	0.09	-0.05
k8	1.04	98.17	wdm	**-0.92**	0.36	-0.32	-0.19	0.02
k9	0.66	98.83	wdminv	0.08	-0.01	-0.18	-0.13	-0.19
k10	0.48	99.32	find-flo	-0.10	-0.13	-0.08	-0.14	0.06
k11	0.34	99.65	find-wdn	-0.04	-0.05	-0.07	-0.18	0.15
k12	0.18	99.83	dhm-std3	0.01	0.00	-0.03	0.01	-0.06
k13	0.11	99.94	akt-ind	-0.13	0.06	0.22	0.19	0.04
k14	0.05	99.99	topo5	0.17	-0.02	-0.30	-0.14	-0.01
k15	0.01	100.00	rad	-0.02	0.02	-0.27	0.24	0.26
k16	0.00	100.00	nd-rad-i	0.22	-0.07	-0.38	-0.14	-0.21

Juniperion nanae (29)

K	Eigen-wert	Eigen wert kum. [%]	Var.	k1	k2	k3	k4	k5
k1	**28.71**	**28.71**	dhm	0.11	**0.53**	-0.02	-0.04	-0.05
k2	**24.17**	**52.88**	slp	0.03	0.07	0.11	**0.67**	0.24
k3	**13.38**	**66.27**	aspvalco	0.19	0.24	**0.76**	-0.07	-0.09
k4	**10.20**	**76.47**	aspvalsin	**-0.46**	**-0.56**	**0.54**	-0.04	-0.14
k5	**7.30**	**83.77**	plcurv	0.20	-0.22	0.02	-0.05	0.40
k6	5.38	89.15	procurv	0.10	-0.11	0.03	-0.07	0.41
k7	2.75	91.90	floacc	0.00	0.03	0.00	-0.03	-0.01
k8	2.70	94.60	wdm	**-0.41**	0.30	0.00	-0.35	0.32
k9	2.05	96.66	wdminv	0.28	-0.22	0.10	-0.28	**0.50**
k10	0.93	97.59	find-flo	-0.05	0.12	-0.02	-0.24	-0.05
k11	0.84	98.43	find-wdn	-0.05	0.10	-0.06	-0.42	-0.14
k12	0.69	99.12	dhm-std3	0.03	0.04	0.01	0.05	0.01
k13	0.35	99.46	akt-ind	-0.32	0.18	0.05	0.32	0.26
k14	0.29	99.75	topo5	0.15	-0.21	0.04	-0.05	0.21
k15	0.22	99.98	rad	-0.35	**-0.46**	-0.29	0.02	0.00
k16	0.02	100.00	nd-rad-i	**0.44**	-0.33	-0.06	0.03	-0.31

Vaccinio-Piceion (39, 40)

K	Eigen-wert	Eigen wert kum. [%]	Var.	k1	k2	k3	k4	k5
k1	**24.56**	**24.56**	dhm	**0.45**	-0.25	0.23	**0.55**	0.06
k2	**21.43**	**45.99**	slp	-0.27	0.23	-0.17	-0.17	-0.06
k3	**12.33**	**58.32**	aspvalcos	-0.17	0.15	0.16	0.21	**0.73**
k4	**11.00**	**69.32**	aspvalsin	0.30	-0.24	-0.39	-0.37	0.62
k5	**7.89**	**77.21**	plcurv	0.26	**0.43**	0.09	-0.21	0.03
k6	6.19	83.39	procurv	0.16	0.24	0.01	-0.13	0.04
k7	4.89	88.28	floacc	-0.04	-0.21	**0.84**	**-0.55**	0.04
k8	3.27	91.56	wdm	-0.18	**-0.40**	-0.02	0.00	-0.05
k9	2.75	94.31	wdminv	0.13	0.23	0.09	-0.03	-0.07
k10	2.13	96.44	find-flo	0.02	-0.14	0.26	-0.09	0.03
k11	1.96	98.39	find-wdm	0.09	-0.15	0.18	0.04	0.03
k12	1.05	99.44	dhm-std3	0.01	0.00	0.00	0.02	0.00
k13	0.26	99.71	akt-ind	-0.35	-0.06	-0.16	-0.14	-0.02
k14	0.18	99.89	topo5	0.20	0.31	0.01	-0.12	0.00
k15	0.10	99.99	rad	**0.42**	-0.33	-0.28	-0.27	-0.23
k16	0.01	100.00	nd-rad-i	0.35	0.23	0.06	0.00	-0.08

10. Artenlisten lateinisch-deutsch

Art lat	Art deu	Nr Flora Helv.
Abies alba	Tanne	86
Acer campestre	Feld-Ahorn	1363
Adenostyles alliariae	Grauer Alpendost	2026
Adenostyles glabra	Kahler Alpendost	2027
Alnus incana	Grau-Erle	258
Alnus viridis	Grün-Erle	259
Androsace alpina	Alpen-Mannsschild	830
Arctostaphylos uva-ursi	Immergrüne Bärentraube	783
Arnica montana	Arnika	2161
Betula pendula	Hänge-Birke	253
Carex curvula	Krummsegge	2515
Cicerbita alpina	Alpen-Milchlattich	2305
Corylus avellana	Haselstrauch	260
Crocus albiflorus	Krokus	2914
Epilobium angustifolium	Wald-Weidenröschen	1269
Epilobium fleischeri	Fleischers Weidenröschen	1268
Fraxinus excelsior	Gewöhnliche Esche	1729
Geum reptans	Kriechende Berg-Nelkenwurz	936
Juniperus communis ssp. Communis	Gemeiner Wacholder	97
Juniperus communis ssp. Nana	Zwerg-Wacholder	98
Juniperus sabina	Sefistrauch	99
Larix decidua	Lärche	89
Linaria alpina ssp. alpina	Alpen-Leinkraut	1761
Loiseleuria procumbens	Alpenazalee	781
Loiseleuria procumbens	Alpenazalee	781
Nardus stricta	Borstgras	2724
Oxyria digyna	Säuerling	447
Picea abies	Fichte	88
Pinus cembra	Arve, Zirbelkiefer	90
Pinus sylvestris	Wald-Föhre, Wald-Kiefer	91
Populus tremula	Zitter-Pappel, Espe	601
Prunus avium	Vogelkirsche	1071
Prunus mahaleb	Felsenkirsche	1075
Quercus petraea	Trauben-Eiche	250
Quercus pubescens	Flaum-Eiche	248
Rhododendron ferrugineum	Rostblättrige Alpenrose	786
Rumex alpinus	Alpen-Ampfer	481
Salix herbacea	Kraut-Weide	567
Silene alpina	Gemeines Leimkraut	419
Silene flos-jovis	Jupiter-Lichtnelke	433
Sorbus aria	Mehlbeerbaum	1049
Sorbus aucuparia	Vogelbeerbaum	1047
Stipa capillata	Pfriemengras	2791
Stipa pennata	Federgras	2789
Trifolium arvense	Hasenklee	1124
Trifolium medium	Mittlerer Klee	1122
Vaccinium myrtillus	Heidelbeere	790
Vaccinium uliginosum/gaultherioides	Kleinblättrige Moorbeere	791
Vaccinium vitis-idea	Preiselbeere	789

I Danksagung

Mein Dank gilt in erster Linie meinem akademischen Betreuer, Prof. Dr. Matthias Winiger, der es in Diskussionen und mit kritischen Anregungen verstand, meinen Blick für die wesentlichen wissenschaftlichen Aspekte der vorliegenden Arbeit zu schärfen. Gleichzeitig danke ich meinem Betreuer Dr. Gerald Braun für die praktische und fachliche Unterstützung sowie viele hilfreiche Anregungen.
Daneben gilt mein Dank der gesamten Arbeitsgruppe DFD-UG in Köln-Porz unter Leitung von Dr. Robert Backhaus für die breite fachliche und mentale Unterstützung und die allzeit „offenen Türen“. Dr. Stefan Weiers danke ich für fachliche Anregungen und die kritische Durchsicht der Arbeit. Michael Wissen und Michael Bock verdanke ich zahlreiche soft- und hardwaretechnische Hilfestellungen, Christoph Schultz danke ich für die Hilfe beim Druck der Karten.

In besonderem Maße möchte ich mich auch bei der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) und dem Land Nordrhein-Westfalen für das Förderstipendium im Rahmen des Graduiertenkollegs 437 bedanken, das mir die Anfertigung dieser Doktorarbeit ermöglichte.
Den Stipendiaten, Kollegiaten und Assoziierten des GRKs sei ganz herzlich für angeregte fachliche Diskussionen und nicht zuletzt auch für die gute interdisziplinäre Zusammenarbeit im Sinne eines Daten- und Erkenntnisaustausches während der letzten 3 Jahre gedankt. In diesem Zusammenhang möchte ich Prof. Dr. Richard Dikau als dem Sprecher des Graduiertenkollegs für sein fortwährendes Engagement und nicht zuletzt auch für die Zweitbegutachtung meiner Arbeit danken, ebenso wie Prof. Dr. Andreas Lang für die Hilfestellungen bei der Bewältigung jeglicher verwaltungstechnischer Hindernisse.

Entscheidende Unterstützung bei der Geländebegehung und dem Datensupport wurde mir seitens der Eidgenössische Forschungsanstalt WSL, dem Bundesamt für Statistik und weiterer offizieller Stellen der Schweiz zuteil. Ganz besonders danke ich in diesem Zusammenhang Dr. Niklaus Zimmermann von der WSL für zahlreiche wertvolle Anregungen sowie die Unterstützung mit Zusatzdaten und –informationen.
Interessante wissenschaftliche Gespräche konnte ich mit Prof. Dr. Thomas Mosimann an der Universität Hannover und Dr. Michael Gottfried an der Universität Wien führen. Für die Datenunterstützung gilt mein Dank der Firma EUROMAP in Neustrelitz sowie dem NPOC in Zürich (Dr. Klaus Seidel). Der Firma GEOSYSTEMS in München verdanke ich die kostenlose Nutzung der Software Orthobase, die wesentlich dazu beitrug, die verwendeten Luftbilddaten zu prozessieren.

Zuletzt und in besonderem Maße möchte ich an dieser Stelle meinen Eltern für die moralische Unterstützung während der letzten 2,5 Jahre und vor allem während der letzten 6 Monate danken. Nicht zuletzt gilt ihnen und Ernst Sers mein Dank für unermüdliches Korrekturlesen.
Meinem Freund Jan Eilers bin ich dankbar für viele wissenschaftliche Diskussionen, für seine tatkräftige Hilfe bei diversen Geländekampagnen in der Schweiz und vor allem für sein Verständnis und die Entlastung von diversen Pflichten, die es mir ermöglichte, mich in den letzten 6 Monaten weitgehend nur auf meine Arbeit zu konzentrieren.

Zusammenfassung

Die Vegetationsverteilung in der Kulturlandschaft alpiner Hochgebirge ist durch eine starke räumliche Heterogenität natürlicher und anthropogener Standortbedingungen gekennzeichnet. In einem komplexen System direkter und indirekter Einflußfaktoren auf die Vegetationsverteilung stellt das Relief den wichtigsten natürlichen, jedoch indirekten Einflußfaktor dar. Es bedingt ein kleinräumiges Verteilungsmuster von Niederschlag, Einstrahlung und Luft- bzw. Bodentemperatur, Wind und Schnee sowie von geomorphologischen Prozessen (Lawinen, Steinschlag etc.) und erzeugt damit ein patchworkartiges Muster unterschiedlichster Vegetationshabitate. Neben den natürlichen Einflußfaktoren spielt die historische bzw. aktuelle menschliche Nutzung eine große Rolle für die Entwicklung der Vegetation, so daß man in der alpinen Kulturlandschaft anstelle von natürlichen Vegetationseinheiten von quasi-natürlichen Einheiten aus dem Zusammenspiel menschlicher Einflußnahme und natürlicher Umweltbedingungen ausgehen muß.

Die aktuell anzutreffende Vegetation wurde daher im Rahmen der vorliegenden Studie als "Status Quo" im Sinne von "Lebensraumeinheiten" auf der Basis von pflanzensoziologischen Verbänden nach DELARZE et al. (1999) definiert. Da vor allem im Gebirge räumlich hochaufgelöste Informationen zu Klima, Wasserhaushalt oder Böden fehlen, galt es zu untersuchen, inwieweit die Vegetationsverbände vom Relief d.h. von der räumlichen Verteilung verschiedener Reliefparameter abhängig sind bzw. inwieweit ihre Habitate allein durch den Einsatz von Reliefdaten mit Hilfe von Digitalen Höhenmodellen charakterisiert werden können.
In einem ca. 40km x 20km großen Transekt vom Lötschental zum Turtmanntal im Schweizer Kanton Wallis wurden zu diesem Zweck in mehreren Geländekampagnen, gestützt durch halbautomatische satelliten- und luftbildbasierte Auswerteverfahren und GIS-Ansätze Vegetationskarten auf 2 verschiedenen räumlichen Auflösungen (25m, 5m) erstellt. Dabei wurde das Potential der verschieden räumlich aufgelösten Fernerkundungsdaten für die geobotanisch-inhaltliche Differenzierbarkeit analysiert: während satellitenbasierte Klassifikationen nur bedingt bei genügender Größe der Areale in der Lage waren, zwischen verschiedenen Vegetationsverbänden zu differenzieren und ihre hierarchische Entsprechung eher auf der Stufe von (Sub-) Formationen hatten, konnten mit Hilfe von CIR-Luftbildern 52 Vegetationsklassen auf der synatxonomischen Hierarchiestufe von Pflanzenverbänden differenziert werden.
Eine aus der hochauflösenden Vegetationskarte abgeleitete Hemerobiekarte trägt der anthropogenen Einflußnahme Rechnung.

Auf Basis der hochauflösenden Vegetationskarte erfolgte eine Analyse der Zusammenhänge zwischen Vegetation und Relief, nachdem geeignete Reliefparameter abgeleitet worden waren. Darüber hinaus wurde mit Hilfe verschiedener Reliefklassifikationsansätze die Hochgebirgslandschaft in Bereiche gleicher geomorphometrischer Eigenschaften im Sinne von „Geotopen“ strukturiert, um deren räumliche Koinzidenz mit den Vegetationsverbänden zu analysieren.
Für die verschiedenen Vegetationsverbände waren sowohl qualitativ mit Hilfe von deskriptiv-statistischen Verteilungsmaßen und Flächenbilanzen wie auch mittels analytisch-statistischer Methoden wie Kontingenzkoeffizienten, Hauptkomponentenanalysen und t-Test Zusammenhänge mit verschiedenen Reliefparametern signifikant nachzuweisen. Demgegenüber zeigten die verwendeten Reliefklassifikationsverfahren nur eine geringe Eignung für die Standortindikation.
In einem letzten Schritt wurde die räumliche Verbreitung verschiedener Vegetationsverbände mit Hilfe von 2 verschiedenen Modellverfahren (Klassifikations- und Regressionsbäume CART sowie Parallel-Epiped Boxklassifikatoren PPD) unter Einbezug als geeignet identifizierter Reliefparameter simuliert. Es zeigte sich neben einer generellen Überlegenheit der PPD- gegenüber den CART-Modellen, daß vor allem für großflächige, zonale und intensiv bewirtschaftete Vegetationsklassen allein mit Hilfe von Reliefparametern die räumliche Verbreitung mit hoher Genauigkeit (z.T. über 95%) simuliert werden konnte, während für kleinflächige, azonale und extensiv bewirtschaftete Flächen nur Genauigkeiten um 50-70% erreicht wurden. Darüber hinaus war es möglich, aus den Simulationen bzw. deren Fehlern 1. Art die potentielle Verbreitung einzelner Vegetationsklassen zu rekonstruieren, was z.T. durch historische Quellen verifiziert werden konnte.
Neben fehlenden Informationen bezüglich der (historischen) Landnutzung, der unzureichenden Parametrisierung von geomorphologischen Prozessen und topologischen Beziehungen lag die hauptsächliche Ursache von weniger signifikanten Zusammenhängen, die sich in der Modellierung vor allem kleinflächiger Einheiten fortsetzte, in der gegenüber den Vegetationsdaten schlechten räumlichen Auflösung des Digitalen Höhenmodells begründet. Diese ist nur unzureichend in der Lage, reale Kleinstrukturen des Reliefs zu repräsentieren.
Die angewandte Methodik sowie die entwickelten Modelle dienen vor allem vor dem Hintergrund einer geringen Informationsdichte ökologischer Daten im Hochgebirge der Verbesserung der Inventarisierung globaler Vegetation, eng verknüpft mit der Erforschung, dem Monitoring und dem Schutz von Biodiversität. Nicht zuletzt auch im Hinblick auf potentielle Klima- und damit Habitatveränderungen soll daher die vorliegende Studie sowohl inhaltlich als auch methodisch zur Grundlagenforschung im Bereich der Vegetations- und Hochgebirgsökologie beitragen.

Abstract

The vegetation distribution of high mountain cultural landscapes is characterised by an extreme spatial heterogeneity concerning natural and anthropogenic site factors. In a complex system of direct and indirect factors influencing vegetation distribution landform is the major natural, but indirect ecological factor: landform highly varies the spatial distribution of precipitation, irradiation, air and soil temperature as well as geomorphological processes (avalanches, rockfall etc.). It thus produces a patchwork-like pattern of diverse vegetation habitats. Besides these natural factors the human dimension in the sense of historic and recent land use was and is important for the development of vegetation. Thus present-day vegetation in alpine cultural landscapes has to be regarded largely as quasi-natural replacement vegetation, resulting from the interaction of human impact and natural environmental conditions.

In this study present-day vegetation types were therefore defined as the „status quo“ in the sense of „habitat-units“ on the basis of plant sociological vegetation alliances after DELARZE et al. (1999). As spatial information on climatic and other environmental conditions are commonly lacking in mountain areas, the main aim was to analyse to what extent vegetation alliances were dependent on landform i.e. on the spatial distribution of landform parameters. Additionally it had to be investigated to what extent vegetation habitats could be indicated by the exclusive use of landform parameters represented by digital elevation models.

For this purpose field campaigns were conducted in a 40km by 20km transect from the Lötschental to the Turtmanntal in the Swiss canton Wallis. Integrating the data, supported by semi-automatic satellite- and aerial photograph-based classification procedures as well as GIS-methodology, resulted in the production of 2 vegetation maps of different resolution (25m, 5m). The potential of the different spatial resolutions of aerial and satellite based remote sensing data was analysed for differentiating geobotanically defined vegetation types: while satellite based classifications could only distinguish between vegetation alliances with habitat areas large enough and were mainly capable of defining (sub-)formations, it was possible to extract 52 vegetation classes at vegetation alliance level using CIR-aerial photographs.
Additionally, a hemerobiotic map was derived, showing the degree of anthropogenic influence on the vegetation.

Based on the high (spatial and thematic) resolution vegetation map the relation between vegetation and landform was analysed, after a set of appropriate landform parameters had been derived. Furthermore the landscape represented by the digital elevation model was decomposed into area-units of homogeneous geomorphometric characteristics. These area-units in the sense of „geotopes“ were created by applying different landform classification schemes, in order to analyse the spatial concurrence of these “geomorphometric topes” with vegetation alliances.
Using qualitative-descriptive distribution measures as well as analytic-statistical methods like contingency tables, principal components analysis and a students t-test, it was possible to prove significant correlations between certain vegetation alliances and landform parameters. In contrast to this the landform classification schemes were hardly suitable for the indication of habitats.

In a last step the spatial distributions of different vegetation alliances were simulated using 2 different model approaches (classification and regression trees CART, parallel-epiped box-classificators PPD) and relevant landform parameters. Besides a better performance of the PPD as compared to the CART model it appeared that the spatial distribution of large, zonally arranged and intensively cultivated vegetation classes could be simulated with high accuracy (> 95%) by the exclusive use of landform parameters. In contrast to that respective accuracies for small, azonal and extensively used classes only reached 50-70%. Furthermore it was possible to reconstruct potential distributions of vegetation alliances from the false positive rate of the simulations, which could be verified by the use of historic sources.
Besides the lack of information on (historic) land use, insufficient parameterisation of geomorphological processes as well as topological relations, the major source of error within the correlation calculations and in the model simulations mainly of smaller vegetation classes was the poor spatial resolution of the digital elevation model as compared to the vegetation map, not being capable of representing microscale landform characteristics.

Especially in the view of a low information density concerning ecological data within high mountain areas, the methodology used here and the models developed aim at improving global vegetation investigations. This research is closely related to the analysis, the monitoring and the protection of biodiversity. Generally, with regard to a potential climate and therefore habitat change, the present study aims at contributing both thematically and methodologically to the research fields of vegetation and high mountain ecology.